Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trifluraline

R.A. Kent, M. Taché, P.-Y. Caux et B.D. Pauli

La première version a été préparée par :

D.M. Trotter et J. Gareau
Monenco Consulting Ltd.
Calgary (Alberta)

Remarque : Depuis le 1er avril 1992, la Direction générale des eaux intérieures s'appelle Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes.

ÉTUDE N° 190, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES SCIENCES ET DE L'ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES
DIRECTION DE LA SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES
OTTAWA (ONTARIO) 1992

(Available in English on request)

93-01682/

Imprimé sur du papier contenant des rebuts récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
N° de cat. En 36-502/190F
ISBN 0-662-97271-6

Table des matières

Page

RÉSUMÉ v

ABSTRACT v

SOURCES, PRÉSENCE ET PROPRIÉTÉS 1
- Utilisations et production 1
- Propriétés physiques et chimiques 1
- Méthodes d'analyse 2
- Mode d'action 2
- Voies de pénétration dans l'environnement 2
- Concentrations dans l'environnement 3
- Devenir, persistance et dégradation dans l'environnement 4
  - Sols 4
    - Volatilisation 6
    - Photolyse 7
    - Dégradation microbienne 8
  - Eau 9

JUSTIFICATION 10
- Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable 10
  - Concentrations dans l'eau potable 10
  - Traitement de l'eau 10
  - Recommandation 10
- Vie aquatique d'eau douce 10
  - Bioaccumulation 10
  - Toxicité aiguë pour les organismes aquatiques 11
  - Toxicité chronique et réactions sublétales 12
  - Études de collectivités 13
  - Recommandation 14
- Applications agricoles 14
  - Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage 14
    - Toxicité aiguë 14
    - Toxicité subaiguë et chronique 14
    - Absorption, métabolisme et élimination 15
    - Cancérogénicité, mutagénicité et tératogénicité 16
    - Recommandation 17
  - Irrigation 17
    - Toxicité pour les espèces végétales non visées 17
    - Recommandation 17
- Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives 18
  - Effets organoleptiques 18
  - Recommandation 18
- Approvisionnement en eau industrielle 18
  - Recommandation 18

SOMMAIRE 18

REMERCIEMENTS 19

RÉFÉRENCES 19

Table des matières (suite)

Page

ANNEXE A. Concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux de ruissellement des terres agricoles 25

ANNEXE B. Plages de concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux superficielles et souterraines, les sédiments et le biote 33

ANNEX C. Résumé des études sur la persistance de la trifluraline dans les sols . 41

ANNEX D. Facteurs de bioconcentration observés ou calculés pour la trifluraline dans le biote aquatique 65

ANNEXE E. Toxicité aiguë de la trifluraline pour les organismes aquatiques 73

ANNEXE F. Toxicité chronique de la trifluraline pour les organismes aquatiques . . 83

ANNEXE G. Résumé de certaines données sur la phytotoxicité de la trifluraline . . . 87

Tableaux

1. Propriétés physiques et chimiques de la trifluraline 2

2. Recommandations à l'égard de la trifluraline pour la qualité de l'eau 18

Illustration

Figure 1. Structure de la formule de la trifluraline 1

Résumé

On a examiné la documentation relative à l'utilisation, au devenir et aux effets de la trifluraline sur l'eau brute utilisée comme eau potable, sur la vie aquatique en eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité et les aspects esthétiques des eaux récréatives, ainsi que sur les approvisionnements en eau industrielle. Ces informations sont résumées dans cette publication. À partir de celles-ci, on recommande des concentrations limites de trifluraline afin de protéger ces diverses utilisations de l'eau.

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of trifluraline on raw water supply, freshwater aquatic life, agricultural uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trifluraline

R.A. Kent, M. Taché, P.-Y. Caux et B.D. Pauli

SOURCES, PRÉSENCE ET PROPRIÉTÉS

Utilisations et production

La trifluraline, nom commun de l'α,α,α-trifluoro-2,6-dinitro-*N*,*N*-dipropyl-*p*-toluidine (UICPA) ou 2,6-*N*,*N*-dipropyl-4-trifluorométhylaniline (CAS) est un solide cristallin orange dont la formule moléculaire est $C_{13}H_{16}F_3N_3O_4$, et la masse moléculaire est de 335,5 (Worthing et Walker, 1987). Dans le Chemical Abstracts Service (CAS), il porte le numéro d'enregistrement 1582-09-8. Les marques de commerce de la trifluraline et de ses diverses formulations homologuées au Canada comprennent : Treflan, Triflurex, Co-op Garden Weed Preventer, Heritage Selective Granular Herbicide, Rival et Fortress (Agriculture Canada, 1989).

On peut se procurer la trifluraline en diverses formulations : concentrés émulsifiables contenant 400, 450, 500 ou 545 $g \cdot L^{-1}$ d'ingrédients actifs (ia); granules à 1,47 %, 4 %, 5 % ou 10 % ia; et produits techniques à 95 %–96 % ia (Agriculture Canada, 1989). On l'utilise pour le désherbage des mauvaises herbes graminées et latifoliées dans de nombreuses cultures : soja, fèves sèches (blanches ou rognons), féveroles, haricots en gousse, fèves noires, fèves de Lima, colza oléagénieux, colza résistant à la triazine, tournesols, navets, pois (de champs et de conserverie) et luzerne semée sans plante-abri; transplants de tomates, de piments, de choux de Bruxelles, de brocoli, de choux et de choux-fleurs; carottes, crambe (oléagineux), choux et choux-fleurs semés directement, fleurs annuelles, plantes ligneuses de pépinière, vivaces et brise-vent établis (Ontario Ministry of Agriculture and Food, 1989).

En raison de sa volatilité, la trifluraline est habituellement incorporée en présemis (Maguire et coll., 1988), et son activité est très faible après la levée (Worthing et Walker, 1987). Pour que les résultats soient efficaces, la concentration de trifluraline incorporée dans le sol doit être comprise entre 0,5 et 1,0 kg $ia \cdot ha^{-1}$ (Worthing et Walker, 1987).

La trifluraline n'est pas fabriquée au Canada, et elle a été homologuée pour la première fois en 1965 (Agriculture Canada, 1989). Les importations signalées d'herbicides à base de trifluraline et d'autres dérivés isomères de la toluidine (pesticides et non pesticides) ont totalisé 7542, 3560, 6621 et 4801 t en 1984, 1985, 1986 et 1987, respectivement (Statistique Canada, 1988). Toutefois, ces quantités représentent la masse de produits formulés (qui comprennent l'ingrédient actif), et il est probable qu'elles contiennent des solvants et des additifs (p. ex., tensio-actifs); les formulations peuvent également contenir des ingrédients actifs pesticides secondaires. En outre, un même produit peut souvent être classé dans plusieurs catégories différentes. Par conséquent, une seule catégorie (p. ex., herbicides formulés) peut ne pas représenter les importations totales d'un pesticide donné (Statistique Canada, 1988).

Propriétés physiques et chimiques

La structure de la formule de la trifluraline est présentée à la figure 1. Au tableau 1, on trouve les propriétés physiques et chimiques publiées de la trifluraline. On remarque des différences importantes pour ce qui est de la solubilité de la trifluraline dans l'eau, les valeurs publiées étant comprises entre 0,05 et 4 $mg \cdot L^{-1}$. Cette variation peut s'expliquer par le fait que ces valeurs ont été obtenues à des températures différentes, et avec des méthodes différentes, c'est-à-dire qu'elles ont été soit mesurées, soit calculées. En ce qui concerne les valeurs différentes obtenues pour le coefficient de partage sédiment/eau (K_{oc}), elles sont peut être attribuables aux unités des valeurs K_d utilisées pour calculer K_{oc} (Bowman, 1990). $K_{oc} = K_d/F_{oc}$, où K_d est le coefficient de

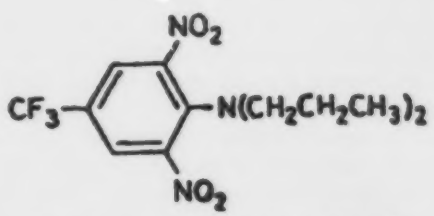

Figure 1. Structure de la formule de la trifluraline.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques de la trifluraline

Formule chimique	$C_{13}H_{16}F_3N_3O_4$[1]
Masse moléculaire	335,5[1]
État physique	Solide cristallin, orange [1]
Constante de Henry	4,02 Pa·m^3·mol^{-1} (à 20 °C)[2]
Point de fusion	48,5 °C–49 °C [3] 46 °C–47 °C[2]
Point d'ébullition	139 °C–140 °C à 4,2 mm Hg[3]
Pression de vapeur	2,93 x 10^{-3} Pa à 25 °C[7] 2,62 x 10^{-2} Pa à 29,5 °C[3] 6,46 x 10^{-3} Pa à 20 °C[2] 3,23 x 10^{-2} Pa à 30 °C[2]
Logarithme du coefficient de partage octanol/eau (K_{ow})	1149[2] 66007[6] 112030[6] 218080[6] 190060[7]
Logarithme du coefficient de partage sédiments/eau (K_{oc})	13700[7] 7340[7] 17750[7]
Solubilité : eau	4 mg·L^{-1} à 27 °C[3] 1 mg·L^{-1} (temp. n.i.)[4] 0,05 mg·L^{-1} (temp. n.i.)[5][7] <1 mg·L^{-1} à 27 °C[1] 0,3 mg^{-1} (temp. n.i.)[8]
acétone	400 g·L^{-1}[1]
xylène	580 g·L^{-1}[1]
Analyse des éléments	C : 46,57 %; H : 4,81 %; F : 17,00 %; N : 12,53 %; O : 19,09 %[4]
Demi-vie dans la terre végétale	19-450 j[9]

[1]Worthing et Walker, 1987
[2]Suntio et coll., 1988
[3]Verschueren, 1983
[4]Windholz et coll., 1983
[5]Poe et coll., 1988
[6]Newsome, Lipnick et Johnson, 1984
[7]Huckins, Petty et England, 1986
[8]Grover, Smith et coll., 1988
[9]U.S. EPA, 1984

n.i. = Valeur non indiquée

partage sol/eau, et F_{oc} est la fraction de carbone organique. La valeur de K_d peut être fort différente selon qu'elle est obtenue à partir des isothermes d'adsorption linéaire ou de l'isotherme de Freundlich (Bowman, 1990, Agriculture Canada, London, Ont., comm. pers.).

Méthodes d'analyse

Pour la trifluraline, la méthode d'analyse utilisée est la chromatographie gaz–liquide (CGL), ou encore la colorimétrie avec détermination des résidus par CGL avec un détecteur à capture d'électrons (DCE) (Worthing et Walker, 1987). Les seuils de détection sont de l'ordre de 0,003 µg·L^{-1} dans les eaux de surface. On a publié des modes opératoires pour l'analyse de l'air, des sols, de l'eau et du biote afin d'en déterminer les concentrations résiduaires de trifluraline (Grover et Kerr, 1981; Grover, Smith et coll., 1988; Lee et Chau, 1983; Spacie et Hamelink, 1979; Camper, Stralka, et Skipper, 1989).

Mode d'action

La trifluraline semble agir comme un poison mitotique qui perturbe la croissance des racines (Ashton et Crafts, 1973; Probst, Golab, et Wright, 1975; Poe et coll., 1988). Plusieurs études cytologiques ont établi que la trifluraline interrompt la mitose en inhibant la polymérisation de la tubuline, laquelle est nécessaire à la formation des microtubules dans le fuseau mitotique (Vaughn et Vaughn, 1986; DiTomaso, 1988). On a observé la perturbation de la séquence mitotique pour les méristèmes radiculaires du blé *(Triticum aestivum)* lorsque la trifluraline est en concentration de 1–4 µM (335,5 à 1342 µg·L^{-1}) (Lignowski et Scott, 1972), et pour l'endosperme liquide de l'haemanthe, à une concentration de 0,3 µM (100 µg·L^{-1}) (Jackson et Stetler, 1973). Comme la trifluraline est un herbicide essentiellement utilisé dans le traitement par incorporation, son action vise donc l'appareil racinaire des plantes, et en particulier les racines latérales (Bayer et coll., 1967; Mitchell et Bourland, 1986; Cranfill et Rhodes, 1987; Sparchez et coll., 1987). En outre, la trifluraline peut avoir d'autres réactions métaboliques, comme la synthèse des lipides, chez certaines plantes (Sparchez et coll., 1987).

Au niveau moléculaire, on sait que la trifluraline inhibe les réactions de transport d'électrons dans le chloroplaste (Moreland et coll., 1969). D'autres travaux sur les effets macromoléculaires de la trifluraline indiquent que son effet sur le transport des électrons peut être attribuable au partage de la molécule de trifluraline dans les lipides de la membrane intérieure, et de l'altération subséquente de la fluidité de la membrane, de l'alignement des composants du transport des électrons et de la modulation de la double couche lipidique (Moreland et Huber, 1979). Par ailleurs, on a constaté que la trifluraline inhibe l'absorption de calcium dépendant de l'énergie dans les mitochondries végétales, et ce, à des concentrations inférieures à celles qui perturbent la polymérisation de la tubuline (Hertel et Marmé, 1983).

Voies de pénétration dans l'environnement

Après son application dans le sol, la trifluraline peut être transportée ailleurs et dispersée dans l'environnement. Comme il s'agit d'un composé relativement volatil, la volatilisation est un mécanisme de dispersion important. On a trouvé de la trifluraline dans l'air à des concentrations aussi élevées que 160 ng·m^{-3} dans des régions du Canada où on utilise beaucoup cet herbicide. On retrouve habituellement la trifluraline dans l'air après

son utilisation saisonnière, bien que l'humidité des sols et les pluies peuvent influer sur les concentrations de trifluraline dans l'air, et sur les moments de l'année où cela se produit (Grover, Kerr et coll., 1988).

Le ruissellement des eaux superficielles provenant des champs traités est un autre mécanisme de transport qui assure la dispersion de la trifluraline dans l'environnement (Willis, Rogers et Southwick, 1975). Le tableau A-1 résume les concentrations de trifluraline trouvées dans les eaux de ruissellement de champs traités. Selon toute probabilité, la trifluraline quitte peu les sols, en raison de sa faible solubilité et de sa forte adsorption sur les sols (Helling et Turner, 1968; Helling, 1971); par conséquent, les concentrations de trifluraline sont faibles dans les eaux de ruissellement. C'est généralement le cas, car les concentrations dans les eaux ruissellant des champs traités varient d'en deçà des seuils de détection (environ 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 0,04 $mg \cdot L^{-1}$ dans les échantillons d'eau non filtrée (Axe, Mathers et Weise, 1969; Sheets, Bradley et Jackson, 1973; Willis, Rogers et Southwick, 1975; Wauchope, 1978; Leonard, Longdale et Fleming, 1979; Rhode et coll., 1980; Grover, 1983; Willis et coll., 1983). On a détecté de la trifluraline dans des eaux de ruissellement 12 mois après son application (Wauchope, 1978).

On estime que le principal vecteur de transport de la trifluraline est constitué par les sédiments formés par l'érosion des champs traités. Bien qu'on ait observé une faible corrélation ($r = 0,48$) pendant plusieurs années entre la concentration de trifluraline et la production de sédiments, la corrélation est meilleure entre ces deux variables lorsqu'on tient compte des données pour des précipitations particulières ou sur une base annuelle ($r = 0,74$ à $0,99$) (Willis et coll., 1983). Plus de 84 % de la trifluraline présente dans les eaux de ruissellement peut se trouver dans la phase sédiments (Sheets, Bradley et Jackson, 1973; Wauchope, Savage et Chandler, 1977). Toutefois, on a indiqué dans une publication que seulement 15 % de la trifluraline totale s'était manifestée dans la phase sédiments (Leonard, Longdale et Fleming, 1979). En règle générale, les concentrations d'herbicide peuvent être de 2 à 3 ordres de grandeurs plus élevées dans les sédiments que dans l'eau associée aux sédiments, mais comme ceux-ci constituent habituellement une faible fraction des eaux totales de ruissellement, les pertes d'herbicide se produisent surtout dans les eaux de ruissellement (Wauchope, 1978).

Lorsque la trifluraline est incorporée dans les sols, on la retrouve en concentrations moindres dans les eaux de ruissellement (Leonard, Longdale et Fleming, 1979). Les concentrations de trifluraline dans ces eaux sont habituellement plus élevées après la première pluie ou irrigation suivant l'application de l'herbicide, et elles diminuent par la suite (Grover, 1983). La diminution de la concentration de trifluraline dans les eaux de ruissellement avec le temps, qui se fait de façon progressive (Sheets, Bradley et Jackson, 1973) ou exponentielle (Leonard, Longdale et Fleming, 1979), reflète la diminution de la concentration de cet herbicide dans les zones de ruissellement à la surface du sol. On a indiqué que les concentrations de trifluraline dans le ruissellement souterrain ou phréatique sont de 2 ordres de grandeur inférieures à celles trouvées dans le ruissellement superficiel (Rhode et coll., 1980).

Plusieurs facteurs, comme la pente du terrain, la nature du sol et l'importance des précipitations, semblent contribuer à la concentration finale de trifluraline dans les eaux de ruissellement (Leonard, Longdale et Fleming, 1979). La concentration de trifluraline dans les eaux de ruissellement à l'extrémité des champs est réduite par dilution dans les eaux réceptrices, et par adsorption sur les sédiments du cours d'eau, sur les sols non traités ou les surfaces végétales (Wauchope, 1978; Grover, 1983). Le type de culture ne semble pas avoir d'effet sur la concentration de trifluraline dans les eaux de ruissellement (Willis, Rogers et Southwick, 1975); toutefois, la technique de labourage a un effet, et cette question sera abordée dans une section ultérieure.

Concentrations dans l'environnement

Le tableau B-1 présente un résumé des concentrations de trifluraline observées au Canada dans les eaux superficielles, les eaux souterraines, les sédiments et le biote. Les concentrations de trifluraline dans les cours d'eau des régions où on utilise cet herbicide varient de 0 à 1,8 $\mu g \cdot L^{-1}$, et elles sont fréquemment inférieures au seuil de détection. Le plus faible seuil de détection publié était de 3 $ng \cdot L^{-1}$ (Williamson, 1984; Waite et coll., 1986; Muir et Grift, 1987; Therrien-Richards et Williamson, 1987).

Dans les eaux superficielles, on a constaté que la concentration de trifluraline observe un rythme semestriel : elle augmente pendant le ruissellement printanier, et de nouveau lors des pluies automnales, au moment où l'érosion est censée être la plus forte, notamment dans les prairies (Williamson, 1984). Cependant, on a également signalé que les concentrations accrues de tri-

fluraline dans les eaux de surface étaient dues aux retombées de vapeurs de trifluraline ou de particules de poussières sur lesquelles la trifluraline était adsorbée, l'herbicide ayant été appliqué à proximité (Muir et Grift, 1987).

Dans certaines régions du pays, les concentrations résiduaires dans les eaux superficielles n'étaient pas détectables pendant la période normale d'application printanière, ce qu'on a expliqué par le fait que les précipitations étaient plus faibles qu'à l'habitude (Therrien-Richards et Williamson, 1987).

Compte tenu de la très faible solubilité de la trifluraline dans l'eau, on ne s'attend pas à ce que la contamination des eaux souterraines se produise par lessivage de cet herbicide dans le sol. S'il y a contamination, elle sera probablement due à la retombée directe du produit dans les puits, ou au ruissellement des eaux superficielles dans ceux-ci. Lors d'une étude portant sur 91 puits agricoles dans le sud de l'Ontario, on a trouvé un puits contaminé par la trifluraline à raison de 41 $\mu g \cdot L^{-1}$. Ce puits faisait partie d'un groupe de 14 puits dans lesquels on avait puisé de l'eau pour préparer et épandre les pesticides, et on a supposé que la contamination s'était produite lors du remplissage des réservoirs de pulvérisation (Frank et coll., 1987).

La base de données américaine sur la surveillance de la qualité de l'eau, STORET, contient des données sur les concentrations de trifluraline observées dans 511 sites d'échantillonnage choisis. Les concentrations de trifluraline dans les eaux de surface variaient de 0,1 à 51 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA, 1984). On n'a pas indiqué le nombre d'échantillons avec concentration résiduaire non détectable par rapport au nombre d'échantillons présentant des concentrations résiduaires détectables de trifluraline.

Les pesticides peu solubles comme la trifluraline ont tendance à s'adsorber et à s'accumuler rapidement sur les sédiments de fond et les matières particulaires (Therrien-Richards et Williamson, 1987). Cependant, on a trouvé des concentrations détectables de trifluraline dans un nombre très restreint d'échantillons de sédiments. Ces quelques concentrations détectables étaient habituellement plus élevées que celles observées dans l'eau, pour un même poids ou un même volume. Dans les sédiments, les concentrations de trifluraline varient habituellement de 4 à 6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Therrien-Richards et Williamson, 1987). Aux États-Unis, les concentrations de trifluraline observées dans les sédiments variaient de 4 à 5000 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour une valeur moyenne de 115 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA, 1984).

Devenir, persistance et dégradation dans l'environnement

Le devenir, la persistance et la dégradation des composés dépendent fortement des particularités des molécules chimiques. La présence d'un groupe fonctionnel dinitro dans les molécules de trifluraline et des autres herbicides de la famille dinitroaniline diminue grandement la solubilité de ces molécules dans l'eau, car celles-ci établissent des liaisons hydrogène avec les groupes alkyle des molécules environnantes. Cela a pour effet de former des micelles lipophiles qui résistent à la solvation dans l'eau (Weber, 1987). On a suggéré que la fixation des dinitroanilines est attribuable à : des liaisons hydrogènes entre les groupes nitro et des sites protéiques dans la matière organique des sols; et (ou) des liaisons par transfert de charge entre les cycles aromatiques à densité de charge élevée dans les substances humiques des sols, et les cycles aromatiques à faible densité de charge des dinitroanilines (Weber, 1987).

Sols

La persistance de la trifluraline dans les sols dépend des caractéristiques biotiques et abiotiques des sols, et du comportement de l'herbicide dans ceux-ci. Le tableau C-1 résume les résultats de certaines études sur la persistance de l'herbicide dans les sols. Les recherches effectuées au Canada et aux États-Unis indiquent que les données sont fort variables, en raison des caractéristiques propres à chaque lieu et des conditions expérimentales utilisées par les différents analystes. En règle générale, la persistance est plus grande sous des climats frais et sec que dans des conditions chaudes et humides (Jensen, Ivany et Kimball, 1983; Weber, 1990). On a observé que la persistance diminue en fonction inverse de la température (Horowitz, Hulin et Blumenfeld, 1974; Smith, 1975; Duseja, 1982) et de l'humidité disponible (Smith, 1975; Savage, 1978; Duseja, 1982; Pchajek, Morrison et Webster, 1983). Il semble également que l'absence de collectivité microbienne dans les sols augmente la persistance de l'herbicide dans ceux-ci (Mostafa et coll., 1982).

La demi-vie de la trifluraline dans les sols de Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard varie de 140 à 164 j dans des sols de loam sableux (Jensen, Ivany et Kimball, 1983), et elle a une valeur aussi faible

que 63 à 77 j dans le sud-ouest de l'Ontario (Gaynor, 1985). Dans des régions de même climat, les différences saisonnières influent probablement sur la persistance. On peut s'attendre à ce que la trifluraline appliquée à l'automne persiste plus longtemps que celle appliquée au printemps (Pchajek, Morrison et Webster, 1983), compte tenu de la suppression de l'activité biologique et chimique dans le sol gelé. Toutefois, les pertes, après l'hiver, de trifluraline appliquée à l'automne peuvent atteindre des valeurs aussi élevées que 38 % (Jensen et Kimball, 1980).

On a observé des taux de persistance dans les sols aussi élevés que 47 % en Nouvelle-Écosse et 38 % en Saskatchewan, après un an (Smith et Hayden, 1976; Jensen et Kimball, 1980), et des taux de 16 % en Saskatchewan après 1,5 an (Smith, 1975; Smith et Hayden, 1976). Gaynor (1985) a fait état de la persistance de la trifluraline à des niveaux phytotoxiques (concentrations non indiquées) après une ou plusieurs années en Ontario. Dans le climat plus froid de l'Alaska, on a retrouvé de 26 % à 51 % de la trifluraline appliquée au printemps, à raison de 1,1 $kg \cdot ha^{-1}$, à la fin de saison de végétation. Seule une faible quantité (10 %) de l'herbicide trouvé à la fin de la saison de végétation a été perdue pendant l'hiver. Dans les études faites en Alaska, on n'a pas établi de relation entre les différents taux de persistance de la trifluraline, et les doses ou les types de sols (Conn et Knight, 1984).

Dans des études réalisées sous les climats plus chauds du Tennessee (Duseja, Abunuri et Holmes, 1980) et du Texas (Menges et Hubbard, 1970), on a observé des valeurs de 1 % à 3 % après une demi-année. Il y a peu de données faisant état de l'accumulation de la trifluraline dans les sols aux États-Unis, même après des applications répétées (Parka et Tepe, 1969; Burnside, 1974; Miller et coll., 1978).

On applique habituellement la trifluraline avant la plantation et on l'incorpore au sol; elle s'adsorbe fortement sur les particules du sol, surtout dans les sols dont la teneur en matières organiques est élevée (Eshel et Warren, 1966; Webster et coll., 1978; Grover, Banting et Morse, 1979; Bush, Abernathy et Gipson, 1982). On a indiqué que la persistance augmente en fonction de la teneur des sols en matières organiques (Bardsley, Savage et Childers, 1967). Toutefois, cette corrélation est variable. Selon Weber (1990), cette variation peut s'expliquer par la grande variabilité des valeurs K_{oc} indiquées dans les publications. Dans les sols ayant une teneur en matières organiques inférieure à environ 4 %, on a observé une augmentation de la persistance de la trifluraline, ou encore l'absence de toute relation (Smith, 1975; Smith et Hayden, 1976; Duseja et Holmes, 1978; Duseja, Abunuri et Holmes, 1980; Jensen et Kimball, 1980; Solbakken et coll., 1982; Jensen, Ivany et Kimball, 1983). Smith (1975) et Smith et Hayden (1976) ont constaté qu'à des teneurs en matières organiques supérieures à environ 4,0 %, la persistance de la trifluraline augmente en fonction de la teneur en matières organiques. Webster et coll. (1978) ont publié des résultats similaires obtenus dans des sols ayant une teneur en matières organiques croissante de 2,9 % à 8,8 %. D'après les données présentées dans les publications compilées, il semble exister une relation positive entre la teneur des sols en matières organiques et la persistance de l'herbicide dans les sols, lorsque cette teneur est supérieure à 4 %. Les expériences réalisées avec diverses substances adsorbantes allant des argiles kaolinite et montmorillonite au charbon actif ont démontré une forte adsorption de la trifluraline sur les adsorbants comme le charbon, la mousse de tourbe et le triacétate de cellulose (Grover, 1974). L'adsorption de la trifluraline sur les argiles est faible, et la désorption se fait aisément en présence d'eau. En raison de la nature non ionique de la trifluraline, on peut s'attendre à ce que le pH des sols ait un effet minime sur l'adsorption (Hollist et Foy, 1971).

Le mode de dégradation de la trifluraline est typique d'une cinétique d'ordre 1 (Zimdahl et Gwynn, 1977; Webster et coll., 1978; Golab, Althaus et Wooten, 1979; Duseja, Akunuri et Holmes, 1980; Gaynor, 1985; Smith, Aubin et Derksen, 1988). Toutefois, si on s'en tient à une stricte cinétique d'ordre 1, on sous-estime la phase initiale de dégradation rapide de la trifluraline dans les sols, et on surestime la seconde phase, plus lente (Reyes et Zimdahl, 1989). Lors d'études sur le terrain portant sur la dégradation de la trifluraline et effectuées en quatre endroits du Colorado pendant un mois de juin, on a obtenu des données dont la description mathématique prenait la forme d'une équation bi-exponentielle. Cette équation a été obtenue par intégration des équations différentielles de vitesse d'ordre 1 et 2, et, pour 15 des 25 combinaisons sol-site, elle décrivait la dégradation de la trifluraline observée sur le terrain de meilleure façon qu'une pure cinétique d'ordre 1 (Reyes et Zimdahl, 1989).

Dans des essais à grande échelle effectués sur le terrain dans le sud de la Saskatchewan, on a observé que la dispersion de la trifluraline à partir du sol se faisait en trois phases distinctes. Il y a d'abord une phase de dispersion rapide qui dure environ une semaine, la vapo-

risation étant le principal mécanisme en cause, en particulier lorsque les sols sont humides. La deuxième phase de dispersion est lente, et elle dure toute la saison de végétation; elle est due à une combinaison de mécanismes, soit la volatilisation, l'adsorption et la dégradation microbienne. La troisième phase, c'est-à-dire l'absence de dispersion/dégradation, débute après le gel des sols à l'automne et dure jusqu'au dégel printanier, dans des conditions représentatives des prairies canadiennes. Pendant la première et la deuxième phases, la dispersion brute de la trifluraline obéit à une réaction d'ordre 1, avec une demi-vie d'environ 99 j (Grover et coll., 1988b).

Divers mécanismes influent sur la persistance et le devenir de la trifluraline dans l'environnement, notamment la volatilisation, la photodégradation et la dégradation microbienne. On estime que l'hydrolyse chimique ne joue pas un rôle important dans le devenir de la trifluraline, car celle-ci est stable à des pH de 3, 6 et 9 (U.S. EPA, 1987a).

Volatilisation

La volatilisation peut être un facteur extrêmement important dans la perte de trifluraline à partir des sols. Dans certaines circonstances, les vapeurs qui se dégagent des endroits traités peuvent être suffisamment concentrées pour tuer ou blesser les semis avoisinants (Swann et Behrens, 1972a, 1972b). La vitesse de volatilisation dépend de la quantité de trifluraline appliquée à la surface d'un sol humide, et elle diminue en proportion de la racine carrée inverse du nombre d'heures d'éclairage diurne après l'application (Glotfelty et coll., 1984). Cette relation est attribuable au fait que la température du sol, qui est fonction du degré d'ensoleillement, est un facteur important dans la volatilisation de la trifluraline par diffusion à partir des sols humides. Roggenbuck et Penner (1987) ont conclu que l'application de trifluraline à raison de 0,22 $kg \cdot ha^{-1}$, à 15 °C, avait pour effet de réduire le poids à l'état frais et sec des pousses et des racines, ainsi que la longueur des pousses dans les semis de maïs *(Zea mays)*, et ce, beaucoup plus qu'une même application à 25 °C. À la température supérieure, la volatilisation du pesticide aura été importante, ce qui a eu pour effet de blesser moins les semis. La volatilisation de la trifluraline appliquée sur des surfaces peut être importante. Dans des études de volatilisation effectuées en enceinte close, on a obtenu des vitesses de 1,15 $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ pour de la trifluraline appliquée à raison de 2,5 $kg \cdot ha^{-1}$ sur un sol nu, à 35 °C. Pendant la période d'essai de 154 j, on a maintenu l'humidité dans le sol. Pour chaque augmentation de la température de 10 °C, la vitesse de volatilisation augmentait de 1,8 fois (Nash et Gish, 1989). Dans une étude effectuée sur le terrain, on a observé la volatilisation de 2,84 $kg \cdot ha^{-1}$ (à raison de 4,7 $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$) à partir d'un sol humide, pour une température de 19 °C et des vents de 5 $m \cdot s^{-1}$ à une hauteur de 1 m, juste après l'application de 2,8 $kg \cdot ha^{-1}$ de trifluraline (Glotfelty et coll., 1984).

La teneur des sols en matières organiques est un autre facteur qui influe sur la volatilisation de la trifluraline; plus l'adsorption est forte, moins il y a de vaporisation. On a observé en laboratoire que des densités de vapeur de 3,19, 1,73 et 0,62 $\mu g \cdot L^{-1}$ correspondaient à des teneurs en matières organiques de 0,20 %, 0,58 % et 1,62 %, respectivement (Spencer et Cliath, 1974). Toutefois, c'est probablement l'humidité des sols qui est le principal facteur influant sur la volatilisation de la trifluraline (Ketchersid, Bovey et Merkle, 1969; Harper et coll., 1976; Grover, 1983). Les sols humides permettent la vaporisation de la trifluraline, car l'humidité du sol et la trifluraline cherchent toutes deux à s'accaparer les sites d'adsorption sur la fraction organique du sol. Ainsi, la présence d'une quantité relativement faible d'humidité, comme la rosée, peut accroître grandement la volatilisation de la trifluraline (Glotfelty et coll., 1984).

On a observé un net gradient de vapeurs de trifluraline dans l'air, en analysant des échantillons d'air prélevés à Regina (Saskatchewan) à 6 hauteurs (de 30 à 200 cm) au-dessus de la surface du sol dans lequel on avait incorporé de la trifluraline (0,74 $kg \cdot ha^{-1}$) à 5 cm de profondeur, et ensuite au-dessus du couvert végétal après la levée des cultures, 67 j après le traitement. Les concentrations les plus élevées de trifluraline ont été observées à la hauteur la plus près du sol. Le débit de trifluraline le plus élevé a été de 3 $g \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$, 4 à 6 h après l'application, lorsque la concentration à 30 cm au-dessus du sol était de 1700 $ng \cdot m^{-3}$. Le débit de trifluraline a diminué avec le temps et dépendait du degré d'humidité du sol. La perte totale de trifluraline par vaporisation pendant la période de 67 j a été de 23,7 % (Grover et coll., 1988).

L'incorporation de trifluraline dans les sols peut retarder, mais non éliminer, les pertes par volatilisation. On a fait état d'une demi-vie de 21 j pour de la trifluraline incorporée à une profondeur de 2,5 cm dans un sol du Texas. L'application de l'herbicide à la surface d'un sol, sans incorporation, peut abaisser la demi-vie entre 1 et 18 h, en raison de la volatilisation (Glotfelty et coll., 1984)

et probablement de la photodégradation. Oliver (1979) a observé que l'incorporation de trifluraline à raison de 1,2 kg·ha^{-1} et à une profondeur de 7,5 cm réduisait les pertes par volatilisation à 1,65 %, par rapport à 10,7 % dans le cas de traitements par application directe sur la surface du sol. D'autres études ont démontré que la volatilisation diminuait lorsque l'herbicide était incorporé dans le sol, mais il est difficile de comparer les résultats en raison des conditions expérimentales différentes. White et coll. (1977) ont observé des pertes par volatilisation de 22 % en 120 j pour de la trifluraline incorporée à une profondeur de 2,5 cm. Le sol utilisé dans cette étude était un loam sableux de la Georgie, avec une faible teneur en matières organiques (0,55 %). Par contre, on a enregistré des pertes par volatilisation de seulement 3,4 % en 90 j pour de la trifluraline incorporée à une profondeur de 7,5 cm dans un loam de New York plus texturé, avec 3 %–4 % de matières organiques (Taylor, 1978). Toutefois, ce sont les différences de sols et de conditions climatiques dans les deux expériences qui expliquent l'écart marqué entre les taux de volatilisation, et non la profondeur d'incorporation (Taylor, 1978).

Les méthodes classiques de labourage au moyen d'une charrue à socs peuvent «diluer» les concentrations de trifluraline si la profondeur à laquelle le sol est remué est plus grande que la profondeur d'incorporation de la trifluraline, ce qui en réduit la persistance (Hartzler, Fawcett et Owen, 1989).

Afin de simuler le partage et le devenir de la trifluraline marquée au ^{14}C dans l'environnement, on a appliqué cet herbicide en pulvérisation foliaire dans une chambre renfermant un microcosme terrestre, à raison de 0,28 kg·ha^{-1}. On n'applique habituellement pas la trifluraline sur les feuillages, en raison de sa volatilité élevée et de sa susceptibilité à la photodécomposition. Par conséquent, on a retrouvé 62 % de la radioactivité appliquée totale dans l'air du microcosme après 19 j. Les plantes du microcosme renfermaient 21 % de la radioactivité résiduaire, tandis que le sol en contenait 15 % (Gile, Collins et Gillet, 1980).

Photolyse

Lorsque la trifluraline est rejetée dans l'atmosphère, la phase vapeur subit des transformations chimiques. Celles-ci ont été étudiées en laboratoire et confirmées grâce à des échantillons prélevés sur le terrain. Un premier mécanisme de transformation résulte en la N-désalkylation d'un ou deux groupes N-propyle, ce qui donne de la 2,6-dinitro-α,α,α-trifluro-*p*-toluidine. Un deuxième mécanisme consiste en la condensation interne de l'une des chaînes latérales N-propyle et l'un des groupes nitro. La désalkylation finale de l'autre chaîne latérale N-propyle produit de la 2-éthyl-7-nitro-5-trifluorométhylbenzimidazole (Moilanen et Crosby, 1975). De plus, la dimérisation des molécules de trifluraline photochimiquement transformées suivie de la photodégradation du dimère produit au moins deux types d'azobenzènes et trois types de dérivés de l'azoxybenzène (Sullivan, Knoche et Markle, 1980).

Les vitesses de transformation photochimique semblent être rapides, du moins dans les premières phases. Pour la trifluraline en phase vapeur, on a observé une demi-vie de 20 min pour la photodégradation en un produit désalkylé, lors d'études faites sur le terrain pendant l'été (humidité relative = 20 %–30 %, température de l'air = 20 °C–30 °C) (Woodrow et coll., 1978). Cette demi-vie augmentait à 193 min à l'automne, dans des conditions similaires d'humidité relative et de température de l'air, mais avec un éclairage diurne moindre. Ces vitesses de réaction photochimique concordent avec les résultats obtenus en laboratoire (Woodrow et coll., 1978). Dans d'autres études effectuées en enceinte de photolyse, on a obtenu des demi-vies comprises entre 19 et 74 min, avec un éclairage naturel (Mongar et Miller, 1988).

Bien que ces études portent sur les transformations en phase vapeur prévisibles dans l'air ou à la surface de la végétation, on connaît peu de choses sur le potentiel de photodégradation de la trifluraline dans les sols. Plimmer (1978) a signalé que la trifluraline fixée à des particules de sol ne s'était pas photodécomposée pendant une exposition de 9 h à la lumière solaire. Par ailleurs, on a observé, après avoir exposé à la lumière solaire pendant 2 h de la trifluraline appliquée sur la surface d'un sol à raison de 0,07 à 0,28 kg·ha^{-1}, que l'activité herbicide mesurée par un essai biologique diminuait beaucoup par rapport à de la trifluraline qui n'avait pas été exposée à la lumière. L'activité herbicide diminuait en fonction de la durée de l'exposition, mais cette diminution ralentissait (Wright et Warren, 1965). Par rapport à des témoins non exposés à la lumière, on a observé une perte de 18,4 % sur des plaques portant des couches minces de sol sec traité à la trifluraline à raison de 1 kg·ha^{-1}, et exposées à la lumière solaire pendant 7 j (Parochetti et Dec, 1978).

Comme les produits de phototransformation de la trifluraline dans les suspensions de sol et dans l'eau seule sont similaires, il semble que la photo-décomposition de cet herbicide dans des sols humides se produit en solu-

tion homogène, la vitesse dépendant de l'équilibre entre la quantité de trifluraline adsorbée sur les sols et la quantité dissoute (Crosby et Leitis, 1973).

Dégradation microbienne

Les microorganismes du sol dégradent la trifluraline par les voies aérobie et anaérobie. La biodégradation aérobie comporte habituellement une série d'étapes de désalkylation oxydante, tandis que les conditions anaérobies causent habituellement la réduction des groupes nitro. Les deux mécanismes de biodégradation peuvent avoir lieu dans un même sol (Camper, Stroika et Skipper, 1980; Zeyer et Kearey, 1983). Les vitesses relatives de la biodégradation dépendent de la teneur en humidité et en oxygène, et elles sont plus élevées dans les conditions suivantes, dans l'ordre : conditions anaérobies humides, conditions anaérobies avec saturation d'eau et, enfin, conditions aérobies humides (Parr et Smith, 1973; Junk, Richard et Dahm, 1984).

Les études de biodégradation effectuées en laboratoire ont démontré que les microbes du sol peuvent dégrader la trifluraline. Zayed et coll. (1983) ont fait état d'une biodégradation rapide de trifluraline tritiée par des cultures pures de trois espèces fongiques communes dans les sols égyptiens. On a observé une biodégradation d'environ 91 % à 97 % dans des cultures fongiques pures après 10 j, à 25 °C, lorsqu'elles étaient incubées dans le noir. On n'a pas étudié la volatilisation de la trifluraline à partir du milieu de culture liquide. Cette volatilisation peut avoir contribué à la biodégradation.

Zeyer et Kearney (1983) ont utilisé de la trifluraline contenant des groupes propyle, des carbones du noyau benzénique ou encore un groupe CF_3 marqués au ^{14}C, afin d'étudier la biodégradation de la trifluraline par des souches pures et des cultures mixtes de micro-organismes de sol. Sur les 180 souches étudiées, seulement 60 ont dégagé en 21 j du $^{14}CO_2$ représentant de 1,5 % à 11 % de la trifluraline appliquée, dans des conditions aérobies, à la noirceur et à 26 °C. Le milieu de croissance microbienne contenait des sources de carbones autres que la trifluraline. Aucune des 60 souches n'a pu croître lorsque la trifluraline était la seule source de carbone. La quantité de $^{14}CO_2$ dégagée par les cultures mixtes n'a pas dépassé 1,6 % de la trifluraline appliquée. Le dégagement lent de $^{14}CO_2$ par la population microbienne mixte était probablement attribuable à une lente dégradation, et à une forte adsorption de la trifluraline appliquée à raison de 50 $mg \cdot L^{-1}$ sur les particules (Zeyer et Kearney, 1983). La faible biodégradation de la trifluraline dans les sols est corroborée par les études en laboratoire portant sur la biodégradation de trifluraline marquée au ^{14}C dans des sédiments estuariens. On n'a pas observé de dégagement de $^{14}CO_2$ par des sédiments placés dans des cylindres en plastique et surveillés pendant 100 h (Spain et van Veld, 1983). Par contre, Means, Wyayaratne et Boynton (1983) ont observé une demi-vie de 9 j pour de la trifluraline présente dans des sédiments estuariens placés dans des microcosmes extérieurs. Les résultats contradictoires pour la dégradation de la trifluraline dans les sols et les sédiments peuvent s'expliquer en partie par les différences de potentiel d'oxydoréduction dans les sols-sédiments. Ce paramètre a un effet important sur la dégradation de la trifluraline. Pour un potentiel d'oxydoréduction de +150 mV, il restait environ 60 % de trifluraline après 21 j, l'herbicide ayant été appliqué au début à raison de 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans une suspension de sol. Lorsque le potentiel d'oxydoréduction n'était que de +50 mV, presque toute la trifluraline avait disparu en 8 j (Willis, Wander et Southwick, 1974). On obtenu des résultats similaires avec de la trifluraline dans une bouillie de sédiment (Walker et coll., 1988).

On a également détecté, dans des sols, des produits de transformation et des métabolites extractibles de la trifluraline, à des quantités représentant 4 % de la trifluraline appliquée, mais on n'a pas observé leur accumulation dans les sols (Golab et Amundson, 1975; Golab, Althaus et Wooten, 1979). Il semble qu'il y ait jusqu'à 28 métabolites identifiables, ainsi que 4 autres métabolites non identifiés qui subissent d'autres modifications jusqu'à leur minéralisation complète. On ne croit pas que le nombre total de métabolites formés dépende des conditions du sol. On a démontré que les métabolites sont moins toxiques que le composé parent (Koskinen et coll., 1986).

Les voies métaboliques proposées pour expliquer la biodégradation de la trifluraline comprennent la mono- et la didésalkylation des substituants N-alkyle, la réduction des groupes nitro (ce sont les deux principaux mécanismes), l'oxydation, l'hydrolyse, la condensation interne, l'hydroxylation, la condensation dimérique et des combinaisons de ces mécanismes (Golab et Amundson, 1975; Golab, Althaus et Wooten, 1979; Camper, Stralka et Skipper, 1980; Mostafa et coll., 1982; Zayed et coll., 1983; Zeyer et Kearney, 1983). Jusqu'à 50 % de métabolites extractibles totaux sont dus à la condensation polaire des amines aromatiques, qui sont formés par réduction du groupe nitro (Mostafa et coll. 1982; Zayed et coll., 1983). À la dif-

férence du nombre total de métabolites, le nombre de ces métabolites polaires semble dépendre de la texture du sol et du nombre de microbes présents dans le sol pendant la biodégradation (Mostafa et coll., 1982). L'hydroxylation aromatique peut contribuer au clivage du cycle, ce qui, en définitive, mène à la minéralisation de ces métabolites dans le sol (Golab, Althaus et Wooten, 1979).

La biodégradation de la trifluraline donne lieu également à la formation d'une quantité considérable de métabolites liés au sol et non extractibles, et qui demeurent dans la fraction organique des sols (Golab et Amundson, 1975). Selon Golab, Althaus et Wooten (1979), un métabolite extractible (α,α,α-triflurotoluène-3,4,5-triamine) joue un rôle clé dans la formation des résidus liés aux sols et non extractibles. Un an après l'application de la trifluraline, on a constaté que ces résidus représentaient de 43 % à 50 % des concentrations initiales de trifluraline (Golab et Amundson, 1975; Golab, Althaus et Wooten, 1979). Dans une autre étude, les métabolites non extractibles représentaient 45 % et 72 % de la trifluraline appliquée initialement après 68 et 63 j, respectivement (Wheeler et coll., 1979). On a trouvé jusqu'à 38 % de la trifluraline initiale sous forme de métabolites liés aux sols, après trois ans (Golab et Amundson, 1975; Wheeler et coll., 1979).

Les concentrations de résidus liés aux sols sont plus importantes dans les sols présentant des valeurs élevées de capacité d'échange cationique et de pourcentage de carbone organique (% c.o.) (Wheeler et coll., 1979). Dans un sol ayant une teneur élevée en matières organiques (3,87 % c.o.), on a constaté une forte relation entre le degré de liaison et de substitution de l'azote du groupe amino de la trifluraline et des métabolites de celle-ci (Wheeler et coll., 1979). Par ailleurs, on a trouvé un pourcentage élevé de métabolites liés à un sol sableux, ce qu'on a expliqué par la faible concentration de matières organiques et la faible densité microbienne (Mostafa et coll., 1982).

Eau

Les informations sur la persistance de la trifluraline dans l'écosystème aquatique proviennent principalement d'études effectuées sur des microcosmes. L'ajout de trifluraline en doses uniques dans des cours d'eau artificiels extérieurs avec recirculation, pour une concentration finale de 10 $mg \cdot L^{-1}$, n'a pas causé de modifications détectables dans la structure du périphyton des cours d'eau, et la demi-vie de la trifluraline était de 51 min (Kosinski, 1984). Bien que la faible valeur de cette demi-vie ait été attribuée à la photodécomposition, les résultats n'étaient pas concluants.

Dans des microcosmes représentatifs de zones humides, on a introduit de la trifluraline marquée au ^{14}C, laquelle a disparu de l'eau en suivant à peu près la cinétique d'adsorption sur les sédiments en deux phases. On a établi que la volatilisation et la photodégradation étaient les principaux mécanismes d'élimination de la trifluraline des systèmes aquatiques (Huckins, Petty et England, 1986). On a observé, après 24 h, la volatilisation complète de la trifluraline ajoutée à 310 mL d'eau (concentration initiale < 1 $mg \cdot L^{-1}$) dans une enceinte d'étude, avec un débit d'air de 20 L par minute, à une température de 21 °C–24 °C (Sanders et Seiber, 1983).

Huckins, Petty et England (1986) ont observé qu'une partie de la trifluraline perdue par l'eau au profit de l'adsorption sur les sédiments était apparemment retournée dans l'eau sous forme de produits de dégradation plus solubles dans l'eau. Les auteurs n'ont pas discuté des mécanismes de dégradation ayant donné ces produits plus solubles.

Karickhoff et Morris (1985) ont étudié les effets des vers oligochètes habitant les sédiments sur le transfert de la trifluraline de ceux-ci dans l'eau; à cette fin, ils ont utilisé des sédiments naturels (6–10 kg) en équilibre avec 5–10 mg de trifluraline dans environ 20 L d'eau distillée. Ils ont ensuite placé environ 1 kg de ces sédiments contenant de la trifluraline dans des microcosmes avec et sans vers. La présence des vers a eu un effet marqué sur la vitesse de dégradation de la trifluraline, puisqu'on a obtenu des constantes de vitesse de 0,2 à 0,4 j^{-1}. Les auteurs n'ont pas traité spécifiquement de la cause de cette dégradation accrue de la trifluraline.

La photolyse de la trifluraline dans les eaux naturelles dépend de plusieurs facteurs : profondeur de l'eau, intensité et spectre de la lumière solaire, et coefficient d'extinction molaire de la trifluraline. Celle-ci absorbe fortement la lumière solaire dans le visible (390–800 nm); donc, à mesure que la profondeur d'eau augmente, la vitesse de photolyse diminue. Aux latitudes septentrionales, la relation photolyse–profondeur devient plus prononcée à mesure que le parcours direct de la lumière solaire sous l'eau s'allonge lorsque le soleil est moins haut dans le ciel (Zepp et Clane, 1977). Par conséquent, la trifluraline aurait des demi-vies plus longues dans les eaux canadiennes que dans les eaux plus méridionales, pour des conditions comparables de qualité de l'eau et de volatilisation.

La photodécomposition de la trifluraline dans l'eau suit les mêmes mécanismes et donne lieu aux mêmes produits de dégradation que ce que l'on a observé dans les études sur la phase vapeur de cet herbicide. La présence d'un photosensibilisateur (méthanol) augmente la vitesse de réaction photolytique par un facteur d'environ 10 par rapport à la vitesse observée dans l'eau seule. La présence ou l'absence de sol (50 $g \cdot L^{-1}$) avait apparemment peu d'effet sur la vitesse de la photolyse. La photodécomposition était rapide à un pH acide, mais elle ralentissait abruptement et la proportion de photo-produits changeait lorsque le pH était supérieur à 7,4 (Crosby et Leitis, 1973).

JUSTIFICATION

Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

Concentrations dans l'eau potable

On n'a pas trouvé, dans les publications, de mesures de la trifluraline dans l'eau traitée au Canada.

Traitement de l'eau

Il existe des techniques de traitement permettant d'éliminer la trifluraline contenue dans l'eau, et on les a jugées efficaces. D'après les données disponibles, l'osmose inverse, l'adsorption sur charbon actif granulaire et le traitement classique de l'eau avec de l'alun sont des techniques efficaces pour éliminer la trifluraline de l'eau. Le choix d'une ou plusieurs techniques à cette fin doit toutefois être basé sur l'évaluation technique de chaque cas (U.S EPA, 1987b).

Recommandation

Santé et Bien-être social Canada (1987) a proposé une concentration admissible maximale provisoire (CAMP) de 45 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline dans l'eau potable, et ce ministère est en train de revoir cette valeur pour cet herbicide. L'Organisation mondiale de la santé a établi pour la trifluraline dans l'eau potable une concentration limite de 170 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMS, 1987).

L'U.S. Environmental Protection Agency (Office of Drinking Water) a publié une recommandation provisoire pour la trifluraline en août 1987. Dans celle-ci, on indique les concentrations non réglementées de contaminants de l'eau potable auxquelles on ne prévoit pas observer d'effets nocifs sur la santé pendant des périodes données d'exposition. Ces recommandations prévoient une marge de sécurité afin de protéger les individus sensibles dans la population. Les recommandations pour la trifluraline pour des périodes d'exposition de 1 j, 10 j, 7 ans et la vie entière sont de 25, 25, 25 et 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA, 1987b).

Vie aquatique d'eau douce

Bioaccumulation

Le tableau D-1 présente les facteurs de bioconcentration (FBC) observés ou calculés pour différents organismes aquatiques. La plupart des données ont été obtenues dans des études en microcosme au cours desquelles on avait appliqué de la trifluraline marquée au ^{14}C afin de déterminer les quantités d'herbicide dans l'eau et les tissus après certaines périodes. Dans ces études, la concentration de trifluraline dans l'eau n'était pas généralement stable, selon que la trifluraline s'était retrouvée dans l'eau après sa désorption d'un sol traité dans un système statique, ou qu'elle avait été introduite en continu au moyen d'un appareil de dilution automatique. Pour des gambusies *(Gambusia affinis)*, on a obtenu des FBC de 750 à 3140 dans de l'eau contenant de 0,2 à 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline dégagée par un sol traité. Des concentrations plus élevées dans les sols ont donné des concentrations de trifluraline dans l'eau comprises entre 3,4 et 9,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 36,9 et 160,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des conditions statiques. Dans ces conditions, les FBC pour les *G. affinis* étaient compris dans les fourchettes de 300 à 1080 et de 70 à 1150, respectivement (Yockim, Isensee et Walker, 1980). Les concentrations plus faibles de trifluraline dans l'eau semblent donner des FBC plus élevés, mais les auteurs n'ont pas discuté de ce point. Pour des poissons exposés continuellement à des doses de trifluraline pendant 30 j, on a obtenu les FBC suivants : de 1800 à 11 000 pour des concentrations de 0,1–0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline dans l'eau; de 2080 à 5710 pour des concentrations de 0,5–2,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline dans l'eau, et de 1190 à 4050 pour des concentrations de 9,3–29,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline dans l'eau (Yockim, Isensee et Walker, 1980).

Les FBC obtenus dans des microcosmes statiques pour la chlorophycée filamenteuse *Oedogonium cardiacum* étaient généralement dans la plage de la centaine (100), peu importe la concentration de trifluraline dans l'eau. Pour le même organisme, on a obtenu des FBC dans les plages de 1000 et 10 000, dans des microcosmes avec un apport continu de trifluraline. Pour des escargots dans des microcosmes statiques, les FBC étaient habituellement compris entre 10 et 100, peu importe les concentrations de trifluraline dans l'eau. Dans

des microcosmes recevant des doses continues de trifluraline, on a observé une augmentation de 1 à 2 ordres de grandeur (Yockim, Isensee et Walker, 1980). Ces FBC étaient calculés d'après le rapport des substances radioactives dans les tissus et dans l'eau, et on ne faisait pas de distinction entre la trifluraline et ses métabolites.

Kearney, Isensee et Kontson (1977) ont utilisé un microcosme statique avec les mêmes types d'organismes. La désorption de la trifluraline contenue dans des sols traités a donné une concentration moyenne de 7,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour 30 j. On s'est également basé sur l'activité du ^{14}C dans les tissus et dans l'eau afin d'établir les FBC pour les algues (276), les escargots (400), les daphnies (92) et les poissons (33). On n'a pas identifié les composés. L'analyse de l'eau et des extraits de poissons à la fin de l'expérience a démontré l'absence de trifluraline; l'activité du ^{14}C était entièrement due à des métabolites polaires.

Dans une étude en laboratoire utilisant une méthode un peu plus rigoureuse afin de déterminer l'accumulation de trifluraline dans les têtes-de-boule (*Pimephales promelas*), on a obtenu un FBC de 3261 pour des conditions statiques, après une exposition de 40 h à 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Spacie et Hamelink, 1979). On a mesuré les concentrations de trifluraline dans l'eau pendant cette période. L'absorption de trifluraline à partir de l'eau s'est faite de façon linéaire, avec une constante de vitesse de 755,98 j^{-1}. Le transfert de trifluraline des poissons vers l'eau non contaminée suivait une dépuration d'ordre 1, avec une constante de vitesse de 0,23184 j^{-1}. Spacie et Hamelink (1979) ont estimé d'autres valeurs FBC pour d'autres espèces : 1030 (truite arc-en-ciel, *Salmo gairdneri*), 1294 (gambusie, *Gambusia affinis*), 5800 (doré noir, *Stizostedion canadense*), 2800 (suceur rouge, *Moxostoma macrolepidotum*), 1800 (suceur doré, *M. erythrurum*), et 6000 (méné, *Notropis* sp.). En exposant de façon continue les *P. promelas* à des concentrations moyennes de trifluraline de 5,1, 1,9 et 1,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 425 j, les carcasses évicérées ont donné des FBC de 961, 1333 et 889, respectivement (Macek et coll., 1976).

Chez les alevins du saumon atlantique (*Salmo salar*), on a observé que l'élimination de la trifluraline, après une exposition de 11 h à 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ de l'herbicide, suivait une cinétique d'ordre 1, avec une constante de vitesse de 0,017 j^{-1}, ce qui donnait une demi-vie dans les tissus de 40,5 j (Wells et Cowan, 1982).

Huckins, Petty et England (1986) ont exposé des microcosmes qui simulaient des eaux humides d'une prairie nordique à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline marquée au ^{14}C, dans un mélange d'eau et de sédiments. Bien que la concentration de trifluraline dans l'eau ait diminué en deçà du seuil de détection (0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) après 7 j, les résidus de trifluraline sous forme de produits de dégradation marqués au ^{14}C furent quantifiables à la fin de la période expérimentale de 6 semaines. De tous les organismes présents dans le microcosme, ce sont les *Daphnia* qui ont accumulé la plus forte concentration de trifluraline marquée au ^{14}C et de ses métabolites (566 $ng \cdot g^{-1}$). La concentration de trifluraline et de ses métabolites dans les larves de moucheron (*Chironomus riparius*), les macro-phytes et les algues était dans la plage de 40 à 260 $ng \cdot g^{-1}$ (Huckins, Petty et England, 1986). Il n'a pas été possible de calculer les FBC à partir de ces données.

On n'a pas trouvé d'informations sur la bioconcentration de la trifluraline dans les organismes terrestres.

Toxicité aiguë pour les organismes aquatiques

Le tableau E.1 résume les données sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les organismes aquatiques. Les essais dont il est fait mention dans ce tableau ont été réalisés avec de la trifluraline dissoute dans l'eau avec ou sans solvant. Dans ces essais, on ne s'est pas préoccupé de l'effet des solides en suspension sur la toxicité de la trifluraline, car on a habituellement utilisé de l'eau naturelle filtrée ou de l'eau prise au robinet et déchlorée.

La base de données sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les vertébrés comprend 50 valeurs CL_{50} – 24 h, 2 valeurs CL_{50} – 48 h et 57 valeurs CL_{50} – 96 h. Des 57 essais de 96 h, deux ont été réalisés avec les larves d'un amphibien (têtard), et le reste avec sept espèces de poissons d'eau douce. Dans 25 essais, on a utilisé la truite arc-en-ciel *(Salmo gairdneri)* à divers stades de développement. Hashimoto et Nishiuchi (1982) ont publié une CL_{50} – 48 h de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour la carpe miroir *(Cyprinus carpio)*, et une CL_{50} – 48 h de 14 $mg \cdot L^{-1}$ pour le têtard de la grenouille *(Bufo bufo japonicus)*. Ces essais ne sont pas présentés dans la tableau E-1, car les auteurs n'ont pas fourni d'informations détaillées au sujet de ces essais.

Dans des études de toxicité sur la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), Mayer et Ellersieck (1986) ont observé une diminution de la CL_{50} pour la trifluraline (de 560 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$) lorsque la température augmentait dans l'eau, ce qui est indicatif d'une vitesse accrue du métabolisme.

Dans des essais de toxicité utilisant de la trifluraline adsorbée sur les sols, au lieu qu'elle soit dissoute dans l'eau, il a fallu utiliser 227 fois plus d'herbicide pour obtenir 50 % de mortalité chez des crapets arlequins *(Lepomis macrochirus)* (Parka et Worth, 1965). Ces auteurs ont conclu qu'il est peu probable que la trifluraline présente dans un champ traité soit lessivée dans un environnement aquatique avoisinant en quantités présentant une toxicité aiguë. Se basant sur la CL_{50} qu'ils ont obtenue pour la trifluraline adsorbée sur un sol, Parka et Worth (1965) ont calculé que plus de 13 millions de kg de sol traité à raison de 0,56 kg·ha^{-1} devraient être lessivés dans un étang de 0,4 ha d'une profondeur moyenne de 0,9 m, pour qu'on puisse observer une mortalité de 50 % parmi la population de poissons.

Les données sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les invertébrés comportent 6 valeurs CL_{50} – 24 h, 20 valeurs CL_{50} – 48 h et 10 valeurs CL_{50} – 96 h, provenant d'essais effectués sur 14 espèces d'invertébrés d'eau douce et 1 espèce de mollusque estuarien (tableau E-1).

Il y a peu d'informations sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les plantes aquatiques. On a indiqué que la trifluraline en concentration de 335,5 µg·L^{-1} causait une diminution importante (96 %) de la croissance chez une chlorophycée unicellulaire, *Chlamydomonas eugametos*, les populations ayant été mesurées par dénombrement des cellules. À une concentration de 33,55 µg·L^{-1}, on n'a pas observé de modification notable (Hess, 1980). Felix, Chollet et Harr (1988) ont observé une diminution de 50 % de la densité optique de la chlorophycée flagellée *Dunaliella bioculata*, causée par une concentration de 335,5 µg·L^{-1} de trifluraline. On n'a pas trouvé de données sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour les plantes vasculaires aquatiques.

Toxicité chronique et réactions sublétales

Les données sur la toxicité chronique et les réactions sublétales chez les vertébrés comprennent des données d'exposition de longue durée (12–570 j) obtenues avec la tête-de-boule d'eau douce *(Pimephales promelas)* et le fondule estuarien *(Cyprinodon variegatus)*. De plus, on a observé des réactions sublétales après une longue période (12 mois) chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) initialement exposé à des concentrations sublétales de trifluraline pendant moins de 12 h. Le tableau F-1 résume les résultats des études d'exposition de longue durée.

L'exposition continue de têtes-de-boule pendant 125–158 j à une concentration moyenne de 8,2 µg·L^{-1} a entraîné la mortalité totale (100 %) des 40 poissons soumis à l'essai. Plus de la moitié des poissons exposés à une concentration moyenne de 5,1 µg·L^{-1} étaient morts entre les jours 163 et 263 de la période d'essai d'une durée de 425 j. Les poissons survivants ont frayé 100 j plus tard que les poissons témoins et les poissons exposés à une concentration de 1,9 µg·L^{-1}. D'après le taux de survie, on a estimé pour cette espèce une concentration admissible maximale provisoire (CAMP) comprise entre 1,95 et 5,1 µg·L^{-1} (Macek et coll., 1976).

Des expositions de longue durée (28–570 j) à de faibles concentrations périodiques de trifluraline (1–6 µg·L^{-1}) ont causé des difformités dans le développement vertébral, ainsi que d'autres effets histopathologiques, chez le fondule *Cyprinodon variegatus*. On a observé une dysplasie vertébrale chez des fondules exposés à 5,5 µg·L^{-1} pendant les 28 premiers jours de leur vie, à partir du stade du zygote (Couch et coll., 1979). Dans une étude portant sur le rôle possible de la glande pituitaire dans les lésions vertébrales induites par la trifluraline, on a découvert des modifications histopathologiques dans la glande pituitaire, ainsi qu'un accroissement de celle-ci, dans 11 des 20 fondules exposés à 1–5 µg·L^{-1} pendant une période allant de 30 j à 19 mois. Toutefois, il a été impossible d'établir un lien définitif entre ces modifications et les lésions vertébrales observées (Couch, 1984).

Wells et Cowan (1982) ont exposé en laboratoire des saumons atlantiques à 0,5 mg·L^{-1} de trifluraline pendant 11 h, et ils les ont observés pendant les 12 mois suivants. On a d'abord observé une absorption rapide de la trifluraline par les poissons, et ceux-ci l'ont retenue en concentrations d'environ 100 mg·kg^{-1} (poids corporel entier) pendant plusieurs jours. Des 100 poissons exposés à la dose indiquée pendant 11 h, 9 sont morts peu après la fin de l'exposition, et les survivants ont semblé plus sujets à l'infection fongique. Des mesures prises sur des radiographies ont démontré qu'il y avait des déformations vertébrales lorsque la concentration de trifluraline dans les poissons était maximale (environ 100 mg·kg^{-1}). Pendant le premier mois après le traitement, il n'y a pas eu d'augmentation apparente du degré de déformation. Les mesures subséquentes de la croissance des poissons faites pendant les 11 mois suivants ont indiqué que la trifluraline causait une contraction de la colonne vertébrale, ce qui avait pour effet de faire perdre aux poissons leur aspect fusiforme, et de leur donner une forme plus tronquée. On a observé les mêmes effets chez une population naturelle de truites brunes (*Salmo trutta*), après le déversement accidentel d'un herbicide contenant de la trifluraline (Wells et Cowan, 1982). On n'a pas indi-

qué les concentrations de trifluraline dans l'eau après le déversement.

McBride et Richards (1975) ont constaté que la trifluraline causait une réduction *in vitro* de 63 % de l'absorption de sodium par les branchies en perfusion de la carpe miroir *(Cyprinus carpio)*. On ne connaissait pas la concentration précise de trifluraline provoquant cette diminution, mais on a supposé qu'elle était inférieure à la solubilité de la trifluraline dans une solution de Ringer pour carpes (500 $\mu g \cdot L^{-1}$).

En ce qui concerne la toxicité chronique de la trifluraline pour les invertébrés, on possède des données provenant d'études d'exposition de 64 j sur le cladocère d'eau douce *Daphnia magna*, et l'exposition de 80 j dans des sédiments contaminés à la trifluraline, avec l'oligochète aquatique fouisseur *Limnodrilus hoffmeisteri*. Ces études sont résumées au tableau F-1.

L'exposition continue de *D. magna* à 7,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant trois générations a eu pour effet de réduire le taux de survie, celui-ci fléchissant à chaque génération. Aucun des animaux de la troisième génération n'a survécu. Le taux de reproduction par adulte exposé à 14,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les deux premières générations a également diminué (52 %–69 %). D'après les taux de survie observés, on a estimé, pour des *D. magna* exposées continuellement à la trifluraline pendant trois générations, une CMAT comprise entre 2,4 et 7,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek et coll., 1976).

Dans une étude visant à étudier l'effet des vers tubificides sur le transfert des polluants dans les sédiments, on a constaté qu'une concentration de 1,2 $mg \cdot kg^{-1}$ de trifluraline dans des sédiments ne perturbait pas la survie, ni le fonctionnement normal de ces vers fouisseurs (Karickhoff et Morris, 1985).

Il existe diverses données sur la toxicité chronique de la trifluraline pour les invertébrés marins et estuariens. Par exemple, on a établi que la CMAT pour le stade zoé du crabe dormeur *(Cancer Magister)* est comprise entre 26 et 220 $\mu g \cdot L^{-1}$, pour une exposition de 80 j (Caldwell et coll., 1979). Liu et Lee (1975) ont conclu que la trifluraline peut être mortelle pour la moule bleue adulte (*Mytilus edulis*) à une concentration de 240 $\mu g \cdot L^{-1}$ après des expositions de 4 j, et qu'elle peut inhiber le stade larvaire de cette même moule à une concentration de 96 $\mu g \cdot L^{-1}$ si l'exposition dure plus de 10 j.

Études de collectivités

Dans plusieurs études effectuées sur des microcosmes, on a cherché à déterminer les effets toxiques de la trifluraline sur divers types de collectivités aquatiques. Des doses uniques donnant lieu à une concentration finale de 10 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline n'ont pas eu d'effet sur les collectivités d'algues dans des cours d'eau artificiels et extérieurs, avec recirculation, pendant une période de trois semaines (Kosinski, 1984; Kosinski et Merkle, 1984). Une dose unique de trifluraline, donnant lieu à une concentration initiale de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un microcosme représentatif d'une zone humide, n'a pas eu d'effet négatif sur des populations de phytoplancton, sur la productivité primaire brute, ni sur les macrophytes *Lemna* sp., *Ceratophyllum* sp. et *Elodea* sp. De plus, la trifluraline en concentration de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ n'a pas eu d'effet, pendant les 30 j d'observation, sur l'activité du système de transport des électrons dans la membrane respiratoire, sur le métabolisme du carbone organique, sur la consommation d'oxygène et sur l'activité de la phosphatase (Johnson, 1986).

On a injecté en tout 5 mg de trifluraline contenant du carbone marqué, à une profondeur de 1 cm dans le sol d'un microcosme terrestre (Cole et Metcalf, 1980). On a ensuite observé une concentration résiduaire totale de 0,224 $mg \cdot kg^{-1}$ dans un campagnol *(Michrotus ochrogaster)* exposé à l'environnement contaminé pendant 5 j. De cette concentration résiduaire, 27 % était composée de la trifluraline parente. On a observé des concentrations résiduaires dans d'autres animaux terrestres : 4,29 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les vers *(Lumbricus terrestris)* et 0,472 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les limaces *(Limex maximus)*. Après 20 j, on a inondé le microcosme terrestre avec de l'eau, pour en faire un microcosme aquatique pendant 7 j et on y a installé des escargots (*Physa* sp.) et des gambusies. Après 7 j, on a retrouvé dans les escargots une concentration résiduaire de 0,571 $mg \cdot kg^{-1}$, dont 0,171 $mg \cdot kg^{-1}$ de trifluraline parente. Dans les poissons, les concentrations résiduaires totales étaient de 0,059 $mg \cdot kg^{-1}$, dont 0,007 $mg \cdot kg^{-1}$ de trifluraline parente. Les poissons sont morts rapidement après avoir été introduits dans le microcosme (moins de 4 h), mais les auteurs ont noté que la substance létale n'était pas la trifluraline parente, mais un métabolite toxique; l'eau contenait une concentration résiduaire de ^{14}C de 9,13 $\mu g \cdot L^{-1}$, mais le composé parent en était absent.

Dans des microcosmes contenant du sol non contaminé, des escargots (*Helosoma* sp.), des algues (*Oedogonium cardiacum*) et des gambusies (*Gambusia affinis*), on a introduit de façon continue de la trifluraline marquée au ^{14}C pendant 30 j. Les doses les plus élevées de trifluraline ont donné lieu à des concentrations dans l'eau comprises entre 9,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (jour 2) et 29,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (jour 15), pendant la période d'essai d'une durée de 30 j. Pendant ce temps, on a constaté visuellement une inhibi-

tion de la croissance, par rapport aux microcosmes témoins. Les poissons et les escargots se sont reproduits pendant la période d'essai. La progéniture des poissons avait un comportement anormal, et elle présentait une courbure inhabituelle au niveau du dos ainsi qu'un assombrissement de la région caudale. Cette plage de concentration ne présentait pas une toxicité aiguë, et tous les poissons ont survécu pendant 67 j après qu'on ait cessé d'introduire de la trifluraline (Yockim, Isensee et Walker, 1980).

On a introduit une dose unique de trifluraline, produisant une concentration initiale de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans des microcosmes consistant en collectivités naturellement coadaptées de phytoplancton, de bactéries, de zooplancton et de petits invertébrés benthiques (ces microcosmes avaient été conçus afin de dépister les effets écologiques des pesticides sur les fonctions d'une collectivité) (Sheehan, Axler et Newhook, 1986). Dans une série d'essais couvrant 14 j, l'activité (en mg $O_2 \cdot L^{-1} h^{-1}$) potentielle du système de transport des électrons (STE) des microcosmes traités à la trifluraline est demeurée dans la plage d'activité du STE définie par les microcosmes témoins. La productivité primaire a diminué en deçà de la plage observée chez les témoins, aux jours 4, 7 et 14, mais elle est revenue au jour 28 à l'intérieur de la plage observée dans les microcosmes témoins. L'écart maximal par rapport aux microcosmes témoins a eu lieu au jour 7.

Recommandation

Afin de recommander une concentration limite de trifluraline pour protéger la vie aquatique d'eau douce, on s'est basé sur les valeurs CMAT publiées les plus faibles ou observées chez les espèces les plus sensibles. La limite inférieure de la CMAT pour l'exposition de têtes-de-boule à la trifluraline pendant 425 j est de 1,95 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek et coll., 1976). Par conséquent, on utilise 1,95 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour établir la concentration minimale produisant un effet observé (CMEO).

Compte tenu de la grande diversité des demi-vies publiées pour la trifluraline dans l'environnement, dont certaines indiquent que ce composé est persistant, et compte tenu également de son potentiel de bioaccumulation, il semble approprié d'appliquer un facteur de sécurité de 0,1 afin de recommander une concentration limite qui assure la protection des organismes d'eau douce. En utilisant ce facteur d'application avec la CMEO de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$, on obtient une concentration limite recommandée de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Applications agricoles

Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage

Toxicité aiguë

La trifluraline présente une faible toxicité orale aiguë pour les mammifères et les oiseaux, les DL_{50} pour les souris étant supérieures à 5 $g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA, 1984, 1987b). On a utilisé des oeufs fertilisés d'un canard malard *(Anas platyrhynchos)* dans des essais visant à déterminer la toxicité aiguë de la trifluraline pour les embryons. L'immersion des oeufs pendant 30 s à la température ambiante dans diverses émulsions aqueuses de trifluraline a donné une CL_{50} équivalente à 1,8 $kg \cdot ha^{-1}$. Des doses égales ou supérieures à cette CL_{50} ont eu pour effet de réduire la croissance des embryons et de produire des anomalies morphologiques au jour 18 (Hoffman et Albers 1984). On n'a pas trouvé d'informations portant sur la toxicité aiguë de la trifluraline pour le bétail.

Toxicité subaiguë et chronique

Les études avec ingestion prolongée de trifluraline ont habituellement eu lieu en laboratoire avec des rats, des souris et des chiens. Dans une étude d'ingestion de 90 j avec des rates ayant ingéré de façon continue de la trifluraline à raison de 50 et 100 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$, on a obtenu un niveau sans effet nocif observé (NSENO) de 25 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$, établi d'après l'augmentation du poids des foies de la progéniture (U.S. EPA, 1987b). On a obtenu une autre valeur NSENO de 100 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ à la suite d'une étude avec ingestion de trifluraline d'une durée de 729 j, dans laquelle les effets observés étaient la vitesse de croissance des rats, la mortalité et la consommation de nourriture. Chez les rats ayant consommé 1000 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (la deuxième dose en importance), on a observé une consommation moindre de nourriture et une légère prolifération des tissus du canal biliaire. On n'a pas observé d'autres effets histopathologiques ou hématologiques (U.S. EPA, 1987b). Une étude avec ingestion de trifluraline, d'une durée de deux ans, avec des rats mâles et femelles, a donné un NSENO de 30–37 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. On a observé une diminution du poids corporel, de la consommation de nourriture, de l'hémoglobine et du nombre de globules rouges, ainsi qu'une augmentation de l'azotémie, du poids du foie et de celui des testicules, à des doses de 128 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (mâles) et 154 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (femelles). On a également observé chez les femelles une diminution du poids des reins et du coeur (U.S. EPA, 1987b).

D'après les données hématologiques et le poids du corps, des reins et de la rate chez les deux sexes, et du poids de l'utérus chez les femelles, on a observé chez des souris ayant ingéré de la trifluraline pendant deux ans un NSENO de 40 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. Chez des chiens ayant ingéré continuellement pendant trois ans de la trifluraline à raison de 10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$, on n'a pas observé d'augmentation du vomissement ou des rapports des poids foie/corps (U.S. EPA 1987b).

On a établi un niveau minimal produisant un effet nocif observé (NMENO) de 2,5 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ à partir d'une étude de 90 j portant sur des rats mâles au cours de laquelle on a constaté une augmentation des α-1, α-2 et ß-globulines dans le sang. On n'a pas fait d'essai avec ingestion de trifluraline à des concentrations inférieures. À des concentrations égales ou supérieures à 160 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$, on a observé d'autres effets : augmentation des concentrations d'aspartate transaminase et du calcium urinaire, ainsi que du phosphore et du magnésium inorganiques (U.S. EPA, 1987b).

Dans une communication présentée par le fabricant de trifluraline lors d'une conférence, on a indiqué que chez des rats ayant ingéré de la trifluraline à des concentrations atteignant 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture (environ 100 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pendant deux ans, on n'avait pas observé de modification de l'hématrocrite, de l'hémoglobine et du nombre total de cellules sanguines, des rapports de poids des organes ou de l'histologie brute ou microscopique. Le même régime appliqué à trois générations de rats n'a pas produit d'effets reliés à ce traitement (Worth et Anderson, 1965). Toutefois, cette communication ne contenait pas de détails précis sur les études. Chez des souris, on a observé des modifications histopathologiques dans les reins après l'ingestion de trifluraline à raison de 14, 140 et 1400 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ pendant 140 j. À toutes les doses, on a constaté une dégénérescence des cellules des tubules proximaux et distaux, et le degré de dégénérescence dépendait de l'importance de la dose (Akay, 1986).

Absorption, métabolisme et élimination

Le tractus gastro-intestinal n'absorbe pas rapidement la trifluraline, mais la fraction qui est absorbée est entièrement métabolisée. L'excrétion de 11 % à 14 % d'une dose orale unique de 100 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids corporel), 24 h après son ingestion, était indicative d'une faible absorption par le tractus gastro-intestinal (Emmerson et Anderson, 1966). Bien que les données soient insuffisantes pour caractériser complètement le métabolisme de la trifluraline chez les mammifères ou les espèces aviaires, on a identifié quatre métabolites chez les rats. Ces métabolites ont été produits par élimination des groupes N-propyle et (ou) par réduction des groupes nitro en groupes amine (Emmerson et Anderson, 1966). Ces résultats concordent avec les résultats obtenus dans des études *in vitro* effectuées sur des microsomes hépathiques de rats (Nelson et coll., 1977) et avec administration de trifluraline marquée au ^{14}C à une vache et à deux chèvres (Golab et coll., 1969).

Chez les rats, l'élimination de la trifluraline ingérée se fait principalement par les matières fécales. Environ 78 % d'une dose orale de 100 $mg \cdot kg^{-1}$ ingérée par des rats a été éliminée de la sorte, tandis que le reste l'avait été par l'urine. Presque toute la dose a été excrétée en 3 j (Emmerson et Anderson, 1966).

On a administré à une vache laitière de la trifluraline portant un groupe trifluorométhyle marqué au ^{14}C, en concentration alimentaire de 1 $mg \cdot kg^{-1}$ pendant 39 j, et ensuite à raison de 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ pendant 13 j. À la différence des études faites sur des rats, on a trouvé dans les matières fécales seulement des quantités traces de trifluraline et de plusieurs de ses métabolites, mais 99 % de la radioactivité ingérée a été récupérée dans l'urine en deçà de 6 j. Six jours après avoir débuté l'administration de la dose de 1000 $mg \cdot kg^{-1}$, on a trouvé une concentration maximale de 6,5 $mg \cdot kg^{-1}$ de trifluraline dans les matières fécales. En même temps, on a trouvé des métabolites en concentration de 21 $mg \cdot L^{-1}$ de matières fécales (Golab et coll., 1969). Les réactions toxiques observées n'ont pas été discutées.

Dans une expérience d'une durée de 26 j, on a fait ingérer à deux chèvres en lactation de la trifluraline non marquée à raison de 1 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids corporel) pendant 11 j, de la trifluraline marquée au ^{14}C au jour 12, et ensuite de la trifluraline non marquée pendant les 14 jours suivants. Les chèvres n'ont pas ingéré suffisamment de trifluraline non marquée pour que l'on puisse identifier les métabolites de la trifluraline. Toutefois, grâce à la trifluraline marquée au ^{14}C, on a pu constater que la trifluraline et les métabolites étaient éliminés dans l'urine et les matières fécales à raison de 17,8 % et 81,2 %, respectivement. La trifluraline marquée au ^{14}C et les métabolites sont apparus dans l'urine pendant 3 j et dans les matières fécales pendant 6 j après son ingestion. On a récupéré 99 % de l'herbicide marqué (Golab et coll., 1969). Les réactions toxiques observées n'ont pas été discutées.

Cancérogénicité, mutagénicité et tératogénicité

On peut classer la trifluraline comme substance cancérogène possible pour les humains, car elle présente un certain effet cancérogène chez les animaux. Toutefois, on ne dispose pas actuellement de données sur la cancérogénicité de cet herbicide pour les humains. Chez des souris femelles exposées à 33 ou 62 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ de trifluraline dans la ration pendant 1,5 année, on a constaté une augmentation, reliée à la dose, du nombre d'hépatomes et d'adénomes alvéolaires. Cependant, la trifluraline technique utilisée dans cette étude contenait de 84 à 88 $mg \cdot kg^{-1}$ de dipropylnitrosamine (DPNA), un cancérogène connu pour les rats et un mutagène pour les cultures bactériennes et cellulaires (U.S. EPA, 1984). Le problème de la contamination de la trifluraline par le DPNA a amené l'U.S. Environmental Protection Agency à proposer l'annulation de l'homologation de tous les produits contenant de la trifluraline si on ne pouvait réduire la concentration de DPNA à 1 $mg \cdot kg^{-1}$ ou en deçà (U.S. EPA, 1979). Le fabricant a donc diminué la concentration de DPNA dans la trifluraline, et il a effectué des études de longue durée avec des rats et des souris. À la suite de cette étude de cancérogénicité par ingestion d'une durée de 2 ans avec des souris, au cours de laquelle il a utilisé de la trifluraline contenant moins de 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$ de DPNA, le fabricant a indiqué ne pas avoir observé d'augmentation, reliée au traitement, du nombre de néoplasmes bénins ou malins (U.S. EPA, 1984, 1987a). Dans une étude d'ingestion de 2 ans réalisée avec des rats, on a utilisé de la trifluraline contenant le même faible niveau de DPNA, et on a observé une augmentation du nombre de tumeurs des reins, de la vessie et de la thyroïde chez des rats mâles ayant reçu 30, 128 ou 272 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. En s'appuyant sur ces études et sur une réévaluation du risque que présente la trifluraline pour les personnes qui travaillent avec ce composé, l'U.S. EPA a décidé que les risques associés au développement du cancer à la suite d'une exposition à la trifluraline n'étaient pas excessivement élevés. L'organisme américain a conclu que les avantages associés à l'utilisation de la trifluraline l'emportaient sur les risques identifiables si la concentration totale de DPNA dans le produit technique était égale ou inférieure à 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (U.S. EPA, 1982). Le Groupe d'évaluation des substances cancérogènes de l'U.S. EPA a estimé que la consommation d'eau contenant 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trifluraline présentait un facteur de cancérogénicité de 0,00766 par $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ et un risque de cancer pour la vie entière de 10^{-6} (U.S. EPA, 1987b). Cette valeur correspond à un cas de cancer additionnel dans une population d'un million de personnes.

Les essais de génotoxicité de la trifluraline dans plusieurs systèmes *in vitro* et *in vivo* ont donné des résultats négatifs, avec ou sans activation métabolique. Ces systèmes comprenaient des tests de mutation reverse sur *Salmonella typhimurium* et *Escherichia coli*, des cellules lymphomiques de souris, et l'échange de chromatides soeurs dans les cellules ovariennes de hamster chinois (Andersen, Leighty et Tokahashi, 1972; U.S. EPA, 1987b).

On a démontré que la trifluraline augmente les cas de non-disjonction *in vivo* du chromosome chez la mouche du vinaigre *(Drosophila melanogaster)* (Mumik, 1978; Bryant et Mumik, 1979). Outre cette non-disjonction, on a constaté que la trifluraline cause la suppression du chromosome paternel X ou Y dans la progéniture mâle des mouches du vinaigre ayant reçu de la trifluraline à l'état larvaire (Foureman, 1981a, 1981b). Toujours avec la mouche du vinaigre, on a obtenu des résultats incertains dans un test de mutagénicité létale récessive liée au sexe (Yoon et coll., 1985). La trifluraline semble avoir causé la non-disjonction en perturbant le mécanisme cytocinétique de séparation des chromosomes reproduits durant la division cellulaire (Sentein, 1977; Merezhinskii et Sharmankin, 1986), ce qui est similaire au mode d'action cytocinétique des plantes.

Nehez et coll. (1980, 1991) ont fait état d'anomalies chromosomiques accrues dans des cellules de la moelle épinière, d'une mutation des gamètes dans un test sur spermatocytes, des résultats positifs dans le test de létalité dominante et des altérations des chromosomes embryonnaires F_1, effets dus au traitement de souris avec l'herbicide OLITREF® contenant 26 % de trifluraline. On ignore dans quelle mesure le DPNA a influé sur les résultats de Nehez et coll. (1980, 1981). Toutefois, le DPNA est un contaminant courant des produits commerciaux contenant de la trifluraline (U.S. EPA, 1984). On ne croit pas que le DPNA soit responsable de la non-disjonction des chromosomes chez la mouche du vinaigre, mentionnée ci-dessus (U.S. EPA, 1984).

Les études tératologiques avec des lapins, effectuées par le fabricant de la trifluraline, ont donné un NSENO de 225 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ pour ce qui est des effets sur les mères et sur la reproduction. Des doses plus élevées de 500 et 800 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ ont provoqué l'anorexie et la cachexie chez les femelles, et l'avortement des portées à une dose de 225 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (U.S. EPA, 1987b). Malgré ces études, le fabricant a indiqué que l'ingestion de 1000 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ de trifluraline est une «concentration sûre» pour la reproduction, vu l'absence d'effets sur la

taille des nouveaux-nés et sur le poids de 32 lapines enceintes ayant reçu cette dose (U.S. EPA, 1987b). Il nous a été impossible d'analyser plus à fond ces données, en raison de la nature confidentielle de ces rapports.

On a observé une augmentation importante (19 %) des anomalies squelettiques chez des souris, 62 j après leur naissance, leurs mères ayant été exposées à de la trifluraline chaque jour entre les 6e et 15e jours de gestation. Les doses de 1,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids corporel) mélangées à de l'huile de maïs ont été administrées par gavage (Beck, 1977, 1981). Dans ces études, on n'a pas discuté de l'influence possible du DPNA.

Recommandation

On a obtenu un NMENO de 2,5 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ à la suite d'une étude de 90 j avec des rats de laboratoire, en utilisant comme effet observé les changements de concentrations de globulines dans le sang (U.S. EPA, 1987b). Si on utilise cette valeur en lui appliquant un facteur de sécurité de 0,01, on obtient une concentration sans danger de 0,025 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. En utilisant le poids d'une vache laitière et sa consommation quotidienne d'eau (500 kg et 160 $L \cdot j^{-1}$), cette concentration de 0,025 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ devient une concentration dans l'eau de 78 $\mu g \cdot L^{-1}$. Cette valeur est juste un peu moins que la moitié de la concentration limite de trifluraline de 170 $\mu g \cdot L^{-1}$ recommandée pour l'eau potable par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 1987). La valeur de 78 $\mu g \cdot L^{-1}$ a été établie à partir d'une vitesse d'ingestion de trifluraline inférieure à la plus faible valeur NSENO publiée dans les revues scientifiques. Compte tenu de ce fait, et de l'absorption généralement limitée de trifluraline par le tractus gastro-intestinal et son métabolisme rapide, la valeur de 78 $\mu g \cdot L^{-1}$ pourrait constituer une recommandation provisoire appropriée. Avant de recommander une concentration limite permanente, il faudra obtenir des données additionnelles sur l'ingestion pendant une longue période, par le bétail, de trifluraline dans l'eau potable. D'ici là, il convient de suivre la procédure recommandée par le CCMRE (1987), soit, en l'absence d'informations suffisantes, utiliser pour l'abreuvage du bétail la concentration limite recommandée pour l'eau potable. Dans le cas de la trifluraline, on a recommandé pour l'eau potable une concentration limite provisoire de 45 $\mu g \cdot L^{-1}$, et il est donc recommandé d'utiliser cette même valeur comme concentration limite pour l'eau d'abreuvage des animaux d'élevage.

Irrigation

Toxicité pour les espèces végétales non visées

Pour ce qui est des plantes entières, de nombreuses études ont décrit les effets toxiques de la trifluraline sur les espèces végétales non visées, en utilisant une large fourchette de critères, en plus de la létalité. Le tableau G-1 présente certaines de ces études. Ces données démontrent qu'une grande variété de cultures, y compris celles qui sont considérées comme tolérantes, sont sensibles aux effets toxiques de la trifluraline, compte tenu des doses et des conditions de traitement. Dans les conditions habituelles du traitement par incorporation et préplantation, l'effet phytotoxique le plus important de la trifluraline touche le tissu méristématique dans la région du noeud du coléoptile (Billett et Ashford, 1978).

Les études dans les champs, en serres et en enceinte de croissance ont démontré que les semis avaient des réactions négatives et sublétales à des doses aussi faibles que 0,56 $kg \cdot ha^{-1}$ et à des concentrations dans l'eau d'à peine 90 $\mu g \cdot L^{-1}$. La seule conclusion que l'on peut tirer des données de phytotoxicité est que les conditions des sols et les espèces végétales déterminent en grande partie le danger que représente la trifluraline pour les plantes. L'action de cet herbicide sur l'appareil racinaire peut également imposer un stress aux plantes, en réduisant leur capacité de recueillir suffisamment de substances nutritives. Udoh et Nelson (1986) ont démontré ce type de réaction en observant dans des fèves soja une insuffisance en fer dépendant du lieu de plantation. La biodisponibilité de la trifluraline dans les sols dépend principalement de la teneur de ceux-ci en matières organiques. Une teneur élevée en matières organiques réduit l'efficacité de la trifluraline pour des niveaux constants d'humidité dans le sol. La teneur en argile et la température n'ont pas d'effet. Les variations d'humidité peuvent également jouer un faible rôle dans la biodisponibilité de la trifluraline (Moyer, 1979). À de faibles concentrations (3,4 $\mu g \cdot L^{-1}$), la trifluraline peut être métabolisée par certaines plantes, ce qui donne des produits N-didésalkylés et (ou) un dérivé de l'acide paracarboxylique (Camper, Ahmed et Figliola, 1989).

Recommandation

La plupart des données sur la phytotoxicité de la trifluraline pour les animaux terrestres sont généralement basées sur le poids de trifluraline appliquée sur une surface donnée de terrain. Il est donc difficile d'extrapoler ces données en termes de concentrations de trifluraline dans l'eau et de déterminer les concentrations nocives pour les cultures irriguées.

Dans les études sur la phytotoxicité de la trifluraline présente dans l'eau utilisée pour irriguer des sols ensemencés et (ou) plantés, on a constaté que des quantités

relativement faibles de trifluraline, de l'ordre de 90 $\mu g \cdot L^{-1}$, pouvaient avoir des effets nuisibles sur la croissance des racines de certaines espèces végétales (Barrentine et Warren, 1971). Toutefois, dans cette étude, on avait utilisé de l'acétone comme solvant de la trifluraline, en raison de la faible solubilité de celle-ci dans l'eau. Bien qu'indiquée de façon implicite, on n'a pas expressément identifié la présence de témoins d'acétone. De plus, on a utilisé pour la germination des graines et la croissance des plants une matrice composée de sable de silice, ce qui assure une adsorption minimale de la trifluraline et une exposition maximale des tissus végétaux. Ces conditions sont différentes de celles que l'on rencontre dans les champs, et sont représentatives d'une toxicité extrême. Par conséquent, on ne peut se servir de ces valeurs pour recommander une concentration limite de trifluraline afin de protéger les cultures irriguées. Harvey (1973) n'a pas utilisé de solvant pour la trifluraline, et il a employé une solution nutritive de Hoagland additionnée de trifluraline pour faire pousser du soja repiqué dans du sable quartzeux. Cette étude en serre a démontré qu'une concentration de trifluraline de 3,35 $mg \cdot L^{-1}$ causait une diminution de 40 % du poids sec des semis après 28 j. Malheureusement, on a utilisé seulement cette concentration de trifluraline, et on n'a pas défini de NSEO.

Compte tenu de la faible solubilité de la trifluraline dans l'eau, de sa volatilité élevée et des coefficients de partage sédiment/eau, il est peu probable que la trifluraline subsiste dans l'eau d'irrigation en quantités suffisantes pour être nuisibles pour les plantes. Cependant, il n'y a pas suffisamment d'information pour que l'on puisse recommander, de façon provisoire ou permanente, une concentration limite de trifluraline dans l'eau d'irrigation.

Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

Effets organoleptiques

Bien que la volatilisation soit un mécanisme important de la dispersion de la trifluraline dans l'environnement, on n'a pas trouvé de publications faisant état de la présence d'un goût et d'une odeur dans l'eau causés par la trifluraline. De plus, on sait que la trifluraline s'accumule rapidement dans les poissons, mais on n'a pas trouvé d'études portant sur l'altération de la chair des poissons causée par la trifluraline.

Recommandation

À l'heure actuelle, rien ne permet de croire que les résidus de trifluraline peuvent avoir des effets nuisibles sur la qualité et les aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives, lorsque les utilisateurs respectent le mode d'emploi indiqué sur les étiquettes. De plus, si l'eau contient des résidus de trifluraline qui nuisent à cette utilisation, c'est qu'elle est déjà très contaminée pour les autres utilisations de l'eau (p. ex., protection de la vie aquatique). Aucune recommandation n'a donc, pour l'instant, été élaborée en ce qui concerne la qualité et les aspects esthétiques des eaux récréatives.

Approvisionnement en eau industrielle

Recommandation

Présentement, rien ne permet de croire que la trifluraline peut avoir des effets nuisibles sur l'approvisionnement en eau industrielle, quand les utilisateurs respectent le mode d'emploi indiqué sur les étiquettes. Bien que la présence de trifluraline dans l'approvisionnement en eau industrielle (si on en trouvait) pourrait constituer un problème, on n'a élaboré aucune recommandation en ce qui concerne la concentration de ce composé dans les approvisionnements en eau industrielle.

Tableau 2. Recommandations à l'égard de la trifluraline pour la qualité de l'eau

Utilisation	Recommandation
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	45 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMA)*
Vie aquatique d'eau douce	0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$
Utilisations agricoles	
Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage	45 $\mu g \cdot L^{-1}$ (provisoire)
Irrigation	Pas de recommandation
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	Pas de recommandation
Approvisionnement en eau industrielle	Pas de recommandation

*Recommandation existante pour l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1987).

SOMMAIRE

Après évaluation des informations publiées sur l'herbicide trifluraline, les recommandations pour la qualité de l'eau au Canada ont été élaborées (tableau 2). On a examiné les données de base sur la trifluraline, notamment en ce qui concerne les utilisations et la production de cet herbicide, sa présence dans l'environnement aquatique, ainsi que sa persistance et sa dégradation. On a également présenté les motifs des différentes recommandations.

REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants, pour leur aide et leurs commentaires, aux membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), ainsi qu'aux scientifiques qui ont bien voulu commenter ce document, à savoir : R.G. Maguire (Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada), N. Tolson et M.T. Wan (Protection de l'environnement, Environnement Canada), D. Muir (Pêches et Océans) et B.T. Bowman (Agriculture Canada).

RÉFÉRENCES

Agriculture Canada. 1989. Renseignements et information sur les produits antiparasitaires. Base de données RIPA (Disque CCINFO). Produit par Agriculture Canada et distribué par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. (CD-ROM).

Akay, M.T. 1986. Histological investigation of kidney degeneration caused by trifluralin in mice. Doga Biyol. Ser. 10(1): 1–7 (abstract).

Alabaster, J.S. 1969. Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. Int. Pest Control 11(2): 29–35.

Andersen, K.J., E.G. Leighty, et M.T. Takahashi. 1972. Evaluation of herbicides for possible mutagenic properties. J. Agric. Food Chem. 20(3): 649–656.

Anderson, W.P., A.B. Richards, et J.W. Whitworth. 1967. Trifluralin effects on cotton seedlings. Weeds 15: 224–227.

Ashley, R.A. 1973a. Evaluation of herbicides and herbicide combinations for weed control in seeded cucumbers and summer squash. Proc. North. Weed Sci. Soc. 27: 226–231.

Ashley, R.A. 1973b. Two-year study of weed control in snap beans. Proc. North. Weed Sci. Soc. 27: 178–183.

Ashton, F.M., et A.S. Crafts. 1973. Mode of action of herbicides. John Wiley and Sons, Toronto.

Ashton, F.M., D. Penner, et S. Hoffman. 1968. Effect of several herbicides on proteolytic activity of squash seedlings. Weed Sci. 16: 169–171.

Ashton, F.M., O.T. de Villiers, R.K. Glenn, et W.B. Duke. 1977. Localization of metabolic sites of action of herbicides. Pestic. Biochem. 7: 122–141.

Axe, J.A., A.C. Mathers, et A.F. Weise. 1969. Disappearance of atrazine, propazine and trifluralin from soil and water. Proc. South. Weed Sci. Soc. 22: 367 (abstract).

Banks, P.A., et P.W. Santelmann. 1978. Influence of subsurface layered herbicides on horsenettle and various crops. Agron. J. 70: 5–8.

Bardsley, C.E., K.E. Savage, et V.O. Childers. 1967. Trifluralin behaviour in soil. I. Toxicity and persistence as related to organic matter. Agron. J. 59: 159–160.

Barrentine, W.L., et G.F. Warren. 1971. Differential phytotoxicity of trifluralin and nitralin. Weed Sci. 19: 31–37.

Basler, E., et P.W. Santelmann. 1975. Effects of trifluralin on the absorption and translocation of phosphorate and rubidium by soybean seedlings. Proc. South. Weed Sci. Soc. 28: 316–319.

Bayer, D.E., C.L. Foy, T.E. Mallory, et E.G. Cutler. 1967. Morphological and histological effects of trifluralin on root development. Am. J. Bot. 54(8): 945–952.

Beck, S.L. 1977. Postnatal detection of prenatal exposure to herbicides in mice using normally occurring variations in skeletal development. Teratology 15: 15A (abstract).

Beck, S.L. 1981. Assessment of adult skeletons to detect prenatal exposure to 2,4,5-T or trifluralin in mice. Teratology 23: 33–55.

Behran, S., M. Maftoun, B. Sheibany, et S.M. Hojjati. 1979. Effect of fertilizer-N and herbicides on the growth and N content of soybeans and cowpeas. Agron. J. 71: 533–538.

Beste, C.E. 1974. Weed control in transplanted tomatoes. Proc. North. Weed Sci. Soc. 28: 265–269.

Beste, C.E. 1975. New herbicides for lima beans. Proc. North. Weed Sci. Soc. 29: 194–196.

Billett, D., et R. Ashford. 1978. Differences in the phytotoxic response of wild oats (*Avena fatua*) to triallate and trifluralin. Weed Sci. 26(3): 273–276.

Bollich, P.R., E.P. Dunigan, L.M. Kitchen, et V. Taylor. 1988. The influence of trifluralin and pendimethalin on nodulation, N_2 (C_2H_2) fixation, and seed yield of field-grown soybeans (*Glycine max*). Weed Sci. 36: 15–19.

Bradley, M.R., et G. Hargreaves. 1977. Weed control in drilled outdoor lettuce. Exp. Hortic. 29: 35–44.

Brown, D.S., et E.W. Flagg. 1981. Empirical prediction of organic pollutant sorption in natural sediments. J. Environ. Qual. 10(3): 382–386.

Brown, J.F., et H.D. Swingle. 1977. Herbicide evaluation in vegetable crops. Proc. South. Weed Sci. Soc. 30: 168–175.

Bryant, M.L., et M.R. Murnik. 1979. Mutagenicity of the herbicide trifluralin in *Drosophila melanogaster*. Genetics 91 (Suppl.): 15.

Bucholtz, D.L., et T.L. Lavy. 1978. Pesticide interactions in oats (*Avena sativa* L. 'Neal'). J. Agric. Food Chem. 26(3): 520–524.

Bucholtz, D.L., et T.L. Lavy. 1979. Alachlor and trifluralin effects on nutrient uptake in oats and soybeans. Agron. J. 71: 24–26.

Burnside, O.C. 1968. Control of wild cane in soybeans. Weed Sci. 16: 18–22.

Burnside, O.C. 1974. Trifluralin dissipation in soil following repeated annual applications. Weed Sci. 22(4): 374–377.

Bush, J.D., J.R. Abernathy, et J.R. Gipson. 1982. Adsorption and mobility of trifluralin and pendimethalin in west Texas soils. Proc. South. Weed Sci. Soc. 35: 340.

Caldwell, R.S., D.V. Buchanan, D.A. Armstrong, M.H. Malon, et R.E. Millemann. 1979. Toxicity of the herbicides 2,4-D, DEF, propanil and trifluralin to the dungeness crab, *Cancer magister*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 383–396.

Camper, N.D., F.A. Ahmed, et S. Figliola. 1989. Growth effects, uptake and metabolism of trifluralin in tissue cultures. J. Environ. Sci. Health 24:291–306.

Camper, N.D., K. Stralka, et H.D. Skipper. 1980. Aerobic and anaerobic degradation of profluralin and trifluralin. J. Environ. Sci. Health B15: 457–473.

Cassidy, J.C. 1972. Herbicide evaluation in *Brassica* crops. Proc. Br. Weed Control Conf. 11: 958–964.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparées par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Ottawa, Canada.

Clark, J.R., D. DeVault, et R.J. Bowden. 1984. Contaminant analysis of fillets from Great Lakes coho salmon, 1980. J. Great Lakes Res. 10: 38–47.

Cole, L.K., et R.L. Metcalf. 1980. Environmental destinies of insecticides, herbicides, and fungicides in the plants, animals, soil, air, and water of homologous microcosms. Dans: Microcosms in ecological research, éd. J.P. Giesy, Jr. Technical Information Center, U.S. Department of Energy.

Conn, J.S., et C.W. Knight. 1984. An evaluation of herbicides for broadleaf control in rapeseed. Efficacy, phytotoxicity and soil persistence studies. Bulletin 62. Agricultural Experimental Station, School of Agriculture and Land Resources Management, University of Alaska-Fairbanks.

Cope, O.B. 1965. Some responses of freshwater fish to herbicides. Proc. South. Weed Conf. 18: 439–445.

Cope, O.B. 1966. Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. J. Appl. Ecol. 3 (Suppl.): 33–44.

Couch, J.A. 1984. Histopathology and enlargement of the pituitary in a teleost exposed to the herbicide trifluralin. J. Fish Dis. 7: 157–163.

Couch, J.A., L.A. Courtney, et S.S. Foss. 1981. Laboratory evaluation of marine fishes and carcinogen assays subjects. Dans: Phyletic approaches to cancer, éd. C.J. Dawe et coll. Tokyo: Japan Science Society Press. pp. 125–139.

Couch, J.A., J.T. Winstead, D.J. Hansen, et L.R. Goodman. 1979. Vertebral dysplasia in young fish exposed to the herbicide trifluralin. J. Fish Dis. 2: 35–42.

Cranfill, B.E., et A.R. Rhodes. 1987. A comparison of cotton yield response to PPI applications of pendimethalin and trifluralin for weed control. Dans: Proceedings of the National Cotton Council Beltwide Cotton Production Research Conference, pp. 131–133.

Crosby, D.G., et E. Leitis. 1973. The photodecomposition of trifluralin in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10: 237–241.

Dill, T.R., et M.C. Carter. 1973. Preemergence weed control in southeastern forest nurseries. Weed Sci. 21: 363–366.

DiTomaso, J.M. 1988. Effect of herbicides on polyamine formation in roots. Plant Physiol. 86(4, Suppl.): 110 (abstract).

Duseja, D.R. 1982. Soil dissipation of three herbicides. J. Environ. Sci. Health A17: 21–30.

Duseja, D.R., et E.E. Holmes. 1978. Field persistence and movement of trifluralin in two soil types. Soil Sci. 125: 41–48.

Duseja, D.R., H.V. Akunuri, et E.E. Holmes. 1980. Trifluralin soil behaviour: Persistence, movement and weed control. J. Environ. Sci. Health A15: 65–99.

Elmstrom, G.W., et S.J. Locascio. 1974. Evaluation of herbicides for watermelon in Florida. Proc. Fla. State Hortic. Soc. 87: 179–184.

Emmerson, J.L., et R.C. Anderson. 1966. Metabolism of trifluralin in the rat and dog. Toxicol. Appl. Pharmacol. 9: 84–97.

Environnement Canada. 1989. Chronic toxicity of lindane, triallate and trifluralin to fathead minnows and *Ceriodaphnia dubia*. Document préparé par Beak Consultants Ltd. à la demande de Protection et Conservation de l'environnement, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

Eshel, Y., et G.F. Warren. 1966. A simplified method for determining phytotoxicity, leaching, and adsorption of herbicides in soils. Weeds 14: 115–118.

Fabacher, D.L., et H. Chambers. 1974. Resistance to herbicides in insecticide-resistant mosquito fish, *Gambusia affinia*. Environ. Lett. 7: 15–20.

Felix, H.R., R. Chollet, et J. Harr. 1988. Use of the cell wall-less alga *Dunaliella bioculata* in herbicide screening tests. Ann. Appl. Biol. 113: 55–60.

Fenster, C.R., et G.A. Wicks. 1971. Weed control in field beans in Nebraska. Proc. North Cent. Weed Control Conf. 26: 50–52.

Foureman, P.A. 1981a. Identification of aneuploidy inducing chemicals in *Drosophila*. Environ. Mut. 3: 319 (Cited in U.S. EPA 1984.)

Foureman, P.A. 1981b. The TX: A test for the detection of non-disjunction and chromosome breakage in *Drosophila melanogaster*. II. Results of female exposures. Mut. Res. 203: 309–316.

Frank, R., B.D. Ripley, H.E. Braun, B.S. Clegg, R. Johnston, et T.J. O'Neill. 1987. Survey of farm wells for pesticide residues, southern Ontario, Canada, 1981-1982, 1984. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 1–8.

Gaynor, J.D. 1985. Dinitroaniline herbicide persistence in soil in southwestern Ontario. Can. J. Soil Sci. 65: 587–592.

Gile, J.D., J.C. Collins, et J.W. Gillet. 1980. Fate of selected herbicides in a terrestrial laboratory microcosm. Environ. Sci. Technol. 14: 1124–1128.

Gjerstad, D.J., et D.B. South. 1981. Preemergence weed control in loblolly, slash, shortleaf, and eastern white pine nursery seedbeds. Can. J. For. Res. 11: 1124–1128.

Glaze, N.C. 1970. Evaluation of herbicides on southern peas. Proc. South. Weed Sci. Soc. 23: 192–196.

Glaze, N.C. 1971. Herbicide evaluation on lima beans. Proc. South. Weed Sci. Soc. 24: 206–211.

Glotfelty, D.W., A.W. Taylor, B.C. Turner, et W.H. Zoller. 1984. Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil. J. Agric. Food Chem. 32: 638–643.

Golab, T., et M.E. Amundson. 1975. Degradation of trifluralin, oryzalin, and isopropalin in soil. Dans: Environmental quality and safety (Suppl.). Pesticides, éd. F. Coulston et F. Korte. 3: 258–261.

Golab, T., W.A. Althaus, et H.L. Wooten. 1979. Fate of (^{14}C)-trifluralin in soil. J. Agric. Food Chem. 27: 163–179.

Golab, T., R.J. Herber, E.W. Day, A.P. Raun, F.J. Holzer, et G.W. Probst. 1969. Fate of carbon-14 trifluralin in artificial rumen fluid and in ruminant animals. J. Agric. Food Chem. 17: 576–580.

Grande, J.A., et T. Ombrello. 1975. Weed control in transplanted tomatoes with metribuzin in combination with other herbicides. Proc. North. Weed Sci. Soc. 29: 219–224.

Grover, R. 1974. Adsorption and desorption of trifluralin, triallate, and diallate by various adsorbents. Weed Sci. 22(4): 405–408.

Grover, R. 1983. Transport of wild oat herbicides in the environment. Dans: Wild Oat Symposium Proceedings, Oct. 18-19, 1983, éd. A.E. Smith, pp. 119–132.

Grover, R., et L.A. Kerr. 1981. Evaluation of polyurethane foam as a trapping medium for herbicide vapor in air monitoring and worker inhalation studies. J. Environ. Sci. Health 16:59-66.

Grover, R., L.A. Kerr, K.E. Bowren, et S.U. Khan. 1988. Airborne residues of triallate and trifluralin in Saskatchewan. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40: 683–688.

Grover, R., A.E. Smith, S.R. Shewchuk, A.J. Cessna, et J.H. Hunter. 1988. Fate of trifluralin and triallate applied as a mixture to a wheat field. J. Environ. Qual. 17(4): 543–550.

Grover, R.A.J., J.D. Banting, et P.M. Morse. 1979. Adsorption and bioactivity of diallate, triallate and trifluralin. Weed Res. 19: 363–369.

Hagood, E.S., Jr., J.L. Williams, Jr., et T.T. Bauman. 1980. Influence of herbicide injury on the yield potential of soybeans (*Glycine max*). Weed Sci. 28: 40–45.

Hamilton, K.C., et H.F. Arle. 1972. Persistence of herbicides in fallow desert cropland. Weed Sci. 20: 573–576.

Harper, L.A., A.W. White, Jr., R.R. Bruce, A.W. Thomas, et R.A. Leonard. 1976. Soil and microclimate effects on trifluralin volatilization. J. Environ. Qual. 5(3): 236–242.

Hartnett, J.P. 1975. Weed control in soybeans with RH-2512 and RH-2915. Proc. North. Weed Sci. Soc. 29: 4–8.

Hartzler, R.G., R.S. Fawcett, et M.D.K. Owen. 1989. Effects of tillage on trifluralin residue carryover injury to corn (*Zea mays*). Weed Sci. 37: 609–615.

Harvey, R.G. 1973. Relative phytotoxicities of dinitroaniline herbicides. Weed Sci. 21(6): 517–520.

Harvey, R.G., et G.L. Jacques. 1977. Dinitroaniline herbicides for weed control in peas. Weed Sci. 25: 256–259.

Harvey, R.G., E.T. Gritton, et R.E. Doersch. 1972. Effects of selected herbicides on annual weed control and production of processing peas. Agron. J. 64: 812–815.

Hashimoto, Y., et Y. Nishiuchi. 1982. Effects of herbicides on aquatic animals. Dans: Pesticide chemistry: Human welfare and the environment, éd. J. Miyamoto et P.C. Kearney. Proceedings of the 5th International Congress of Pesticide Chemistry, Kyoto, Japon, du 29 août au 4 septembre.

Hatfield, H.H., D.T. Warholic, et R.D. Sweet. 1978. Dinitroaniline toxicity to galinsoga, ragweed, and several crops. Proc. North. Weed Sci. Soc. 32: 141–150.

Hayden, B.J., et A.E. Smith. 1980. Comparison of the persistence of ethalfluralin and trifluralin in Saskatchewan field soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 508-511.

Helling, C.S. 1971. Pesticide mobility in soils I. Parameters of thin-layer chromatography. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35: 732–737

Helling, C.S., et B.C. Turner. 1968. Pesticide mobility: Determi-nation by soil thin-layer chromatography. Science 162: 562.

Henne, R.C. 1977. New compounds with potential for weed control in tomatoes. Proc. North. Weed Sci. Soc. 31: 207–214.

Hertel, C., et D. Marmé. 1983. Herbicides and fungicides inhibit Ca^{2+} uptake by plant mitochondria: A possible mechanism of action. Pestic. Biochem. Physiol. 19: 282–290.

Hess, F.D. 1980. A *Chlamydomonas* algal bioassay for detecting growth inhibitor herbicides. Weed Sci. 28(5): 515–520.

Hoffman, D.J., et P.H. Albers. 1984. Evaluation of potential embryotoxicity and teratogenicity of 42 herbicides, insecticides, and petroleum contaminants to mallard eggs. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 15–27.

Hollist, R.L., et C.L. Foy. 1971. Trifluralin interactions with soil constituents. Weed Sci. 19: 11–16.

Horowitz, M., N. Hulin, et T. Blumenfeld. 1974. Behavior and persistence of trifluralin in soil. Weed Res. 14: 213–220.

Huckins, J.N., J.D. Petty, et D.C. England. 1986. Distribution and impact of trifluralin, atrazine, and fonofos residues in microcosms simulating a northern prairie wetland. Chemosphere 15(5): 563–588.

Humberg, N.E., S.R. Colby, E.R. Hill, L.M. Kitchen, R.G. Lym, W.J. McAvoy, et R. Prasad. 1989. Herbicide handbook of the Weed Science Society of America, 6e éd. Weed Science Society of America, Champaign, Ill.

Ivany, J.A., et J.A. Cutcliffe. 1973. Herbicides for cole crops in eastern Canada. Proc. North. Weed Sci. Soc. 27: 194–198.

Jackson, W.T., et D.A. Stetler. 1973. Regulations of mitosis IV. An *in vitro* and ultrastructural study of effects of trifluralin. Can. J. Bot. 51: 1513.

Jensen, K.I.N., et E.R. Kimball. 1980. Persistence of dinitramine and trifluralin in Nova Scotia, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 238–243.

Jensen, K.I.N., J.A. Ivany, et E.R. Kimball. 1983. Efficacy of three dinitroaniline herbicides in processing peas and their residues in soils. Can. J. Plant Sci. 63: 687–693.

Johnson, B.J. 1971. Soybean varieties react similarly to herbicides. G. Agric. Res. 13: 7–8.

Johnson, B.T. 1986. Potential impact of selected agricultural chemical contaminants on a northern prairie wetland: A microcosm evaluation. Environ. Toxicol. Chem. 5: 473–485.

Johnson, W.W., et M.T. Findley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Summaries of toxicity tests conducted at Columbia National Fisheries Research Laboratory. 1965-1978. Resource Publication 137. USDI Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Jordan, T.N., R.S. Baker, et W.L. Barrentine. 1978. Comparative toxicity of several dinitroaniline herbicides. Weed Sci. 26(1): 72–75.

Junk, G.A., J.J. Richard, et P.A. Dahm. 1984. Degradation of pesticides in controlled water-soil systems. Dans: Treatment and disposal of pesticide wastes, éd. R.F. Krueger and J.N. Seiber. Am. Chem. Soc. Symp. Ser. 259. American Chemical Society, Washington, D.C.

Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol. Environ. Safety 4: 26-38.

Karickhoff, S.W., et K.R. Morris. 1985. Impact of tubificid oligochaetes on pollutant transport in bottom sediments. Environ. Sci. Technol. 19: 51–56.

Kearney, P.C., A.R. Isensee, et A. Kontson. 1977. Distribution of dinitroaniline herbicides in an aquatic ecosystem. Pestic. Biochem. Physiol. 7: 242–248.

Ketchersid, M.L., R.W. Bovey, et M.G. Merkle. 1969. The detection of trifluralin vapours in air. Weed Sci. 17: 484–485.

Kosinski, R.J. 1984. The effect of terrestrial herbicides on the community structure of stream periphyton. Environ. Pollut. (Ser. A) 36: 165–189.

Kosinski, R.J., et M.G. Merkle. 1984. The effect of four terrestrial herbicides on the productivity of artificial stream algal communities. J. Environ. Qual. 13(1): 75–82.

Koskinen, W.C., J.E. Oliver, C.G. McWhorter, et P.C. Kearney. 1986. Effect of trifluralin soil metabolites on soybean (*Glycine max*) growth and yield. Weed Sci. 34: 471–473.

Lange, A., D. May, B. Fischer, V. Schweers, et F. Ashton. 1968. Weed control in cucurbits. Calif. Agric. 22: 8–9.

Lange, A.H., B. Fischer, H. Agamalian, et H. Kempen. 1969. Weed control in young grapes. Calif. Agric. 23: 11–12.

LeBaron, H.M., R.R. Wilson, et T.D. Taylor. 1971. Evaluation of CGA-10832 and other herbicides for soybeans in the north central states. Proc. North Cent. Weed Control. Conf. 26: 44–48.

Lee, H.-B., et A.S.Y. Chau. 1983. Determination of trifluralin, diallate, triallate, atrazine, barban diclofopmethyl, and benzoylpropethyl in natural waters at parts per trillion levels. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 66:651-658.

Leonard, R.A., G.W. Langdale, et W.G. Fleming. 1979. Herbicide runoff from upland piedmont watersheds - Data and implications for modeling pesticide transport. J. Environ. Qual. 8(2): 223–229.

Lignowski, E.M., et E.G. Scott. 1971. Trifluralin and root growth. Plant Cell Physiol. 12: 701–708.

Lignowski, E.M., et E.G. Scott. 1972. Effect of trifluralin on mitosis. Weed Sci. 10: 267.

Liu, D.H.W., et J.M. Lee. 1975. Toxicity of selected pesticides to the bay mussel (*Mytilus edulis*). EPA 660/3-75-016.

Lutman, P.J.W. 1977. Studies on the control of groundkeeper potatoes with the soil-applied herbicides chlorpropham, propyzamide and trifluralin. Pestic. Sci. 8: 637–646.

Macek, K.J., C. Hutchinson, et O.B. Cope. 1969. The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4(3): 174–183.

Macek, K.J., M.A. Lindberg, S. Sauter, K.S. Buxton, et P.A. Costa. 1976. Toxicity of four pesticides to water fleas and fathead minnows. Acute and chronic toxicity of acrolein, heptachlor, endosulfan, and trifluralin to the water flea (*Daphnia magna*) and the fathead minnow (*Pimephales promelas*). EPA/600/3-76-099. 58 pp.

Maguire, R.J., J.H. Carey, M.E. Fox, B.G. Brownlee, et H.-B. Lee. 1988. Assessment of the environmental dynamics of selected pesticides of importance in western Canada. Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). Collection 88-20 de l'INRE.

Marr, C., et H.D. Swingle. 1970. The effect of several herbicides on weed control and on the element content, yield, and maturity of

snap beans (*Phaseolus vulgaris* L.). Proc. South. Weed Sci. Soc. 23: 181–186.

Mayer, F.L., Jr., et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication 160. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.

McBride, R.K., et B.D. Richards. 1975. The effects of some herbicides and pesticides on sodium uptake by isolated perfused gills from the carp, (*Cyprinus carpio*). Comp. Biochem. Physiol. 51C: 105–109.

McCorkle, F.M., J.E. Chambers, et J.D. Yarbrough. 1977. Acute toxicities of selected herbicides to fingerling channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18(3): 267–270.

McNevin, G.R., et R.G. Harvey. 1982. Wild proso millet (*Panicum miliaceum*) control in processing peas (*Pisum sativum*) and soybeans (*Glycine max*). Weed Sci. 30: 365–368.

Means, J.C., R.D. Wijayaratne, et W.R. Boynton. 1983. Fate and transport of selected herbicides in an estuarine environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40(Suppl 2): 337–345.

Menges, R.M., et T.L. Hubbard. 1970. Selectivity, movement, and persistence of soil-incorporated herbicides in carrot planting. Weed Sci. 18: 247–252.

Merezhinskii, Y.G., et S.V. Sharmankin. 1986. Assembly of microtubules *in vitro* in the presence of trifluralin. Fiziol. Biokhim. Kul't. Rast. 18(3): 299–300 (abstract).

Miller, J.H., L.M. Carater, et C.H. Carter. 1983. An experimental incorporator-planter for cotton (*Gossypium hirsutum*). Weed Sci. 31: 208–214.

Miller, J.H., P.E. Keeley, R.J. Thullen, et C.H. Carter. 1978. Persistence and movement of ten herbicides in soil. Weed Sci. 26: 20–27.

Mitchell, G.A., et F.M. Bourland. 1986. Effects of trifluralin and pendimethalin on cotton emergence and seedling characteristics. Dans: Proceedings of the National Cotton Council Beltwide Cotton Production Research Conference. pp. 64–66.

Moilanen, K.W., et D.G. Crosby. 1975. Pesticide photo-oxidation in the atmosphere. Dans: Environmental quality and safety. (Suppl.). Pesticides, éd. F. Coulston et F. Korte. 3: 308–312.

Mongar, K., et G.C. Miller. 1988. Vapor phase photolysis of trifluralin in an outdoor chamber. Chemosphere 17(11): 2183–2188.

Moomaw, R.S., et A.R. Martin. 1978. Interaction of metribuzin and trifluralin with soil type on soybean (*Glycine max*) growth. Weed Sci. 26: 327–331.

Moreland, D.E., et S.C. Huber. 1979. Inhibition of photosynthesis and respiration by substituted 2,6-dinitroaniline herbicides. III. Effects on electron transport and membrane properties of isolated mung bean mitochondria. Pestic. Biochem. Physiol. 11: 247–257.

Moreland, D.E., S.S. Malhotra, R.D. Gruenhagen, et E.H. Shokrah. 1969. Effects of herbicides on RNA and protein synthesis. Weed Sci. 17: 556–563.

Mostafa, I.Y., S.M.A.D. Zayed, Y.M. Adam, et H.S.H. Attaby. 1982. Investigations on trifluralin binding to soil and possible uptake of bound residues by plants. J. Environ. Sci. Health B17: 265–275.

Moyer, J.R. 1979. Soil organic matter, moisture, and temperature effect on wild oats control with trifluralin. Can. J. Plant Sci. 59: 763–768.

Muir, D.C.G., et N.P. Grift. 1987. Herbicide levels in rivers draining two prairie agricultural watersheds (1984). J. Environ. Sci. Health B22: 259–284.

Murnik, M.R. 1978. Mutagenicity of the herbicide trifluralin in *Drosophila melanogaster*. Mut. Res. 53: 235–236 (abstract).

Murphy, H.J., et M.J. Goven. 1976. Weed control in potatoes with several pre-plant incorporated, preemergence, and early post emergence herbicides. Proc. North. Weed Sci. Soc. 30: 235–238.

Murry, D.S., P.W. Santelmann, et H.A.L. Greer. 1973. Differential phytotoxicity of several dinitroaniline herbicides. Agron. J. 65: 34–36.

Murry, D.S., J.E. Street, J.K. Soteres, et G.A.Buchanan. 1979. Growth inhibition of cotton (*Gossypium hirsutum*) and soybean (*Glycine max*) roots and shoots by three dinitroaniline herbicides. Weed Sci. 27: 336–342.

Naqvi, S.M., et T.S. Leung. 1983. Trifluralin and oryzalin herbicides toxicities to juvenile crawfish (*Procambarus clarkii*) and mosquitofish (*Gambusia affinis*). Bull. Environ. Pollut. 48: 275–283.

Naqvi, S.M., R. Hawkins, et N.H. Naqvi. 1987. Mortality response and LC_{50} values to juvenile and adult crayfish, *Procambarus clarkii* exposed to Thiodan (insecticide) Treflan, MSMA, Oust (herbicides) and cutrine-plus (algicide). Environ. Pollut. 48: 275–283.

Nash, R.G., et T. J. Gish. 1989. Halogenated pesticide volatilization and dissipation from soil under controlled conditions. Chemosphere 18(11/12): 2353–2362.

Negi, N.S., H.H. Funderburk, Jr., D.P. Schultz, et D.E. Davis. 1968. Effect of trifluralin and nitralin on mitochondrial activities. Weed Sci. 16: 83–85.

Nehez, M., A. Paldy, A. Solypes, et G. Berencsi. 1980. Experiments on the mutagenic effect of two pesticides, DNOC and trifluralin. Mut. Res. 74: 202–203 (abstract).

Nehez, M., A. Solypes, A. Paldy, E. Mazzag, G. Berencsi, et R. Jarmay. 1981. Histopathological and cytogenetical picture of microtoxicological effect of 2 nitrophenol-structured pesticides in mouse experiments on germ cells. Mut. Res. 85(4): 256 (abstract).

Nelson, J.O., P.C. Kearney, J.R. Plimmer, et R.E. Menzer. 1977. Metabolism of trifluralin, profluralin, and fluchloralin by rat liver microsomes. Pestic. Biochem. Physiol. 7: 73–82.

Newsome, L.D., R.L. Lipnick, et D.E. Johnson. 1984. Validation of fish toxicity QSARs for certain non-reactive, non-electrolyte organic compounds. Dans: QSAR in environmental toxicology, éd. K.L. Kaiser, pp. 279–299. Kluwer Academic Publications, Hingham, Mass.

Noll, C.J. 1975. Weeding of carrots using preplant incorporation herbicides followed by preemergence and/or postemergent herbicides. Proc. North. Weed Sci. Soc. 29: 244–246.

Nyffeler, A., H.R. Gerber, K. Hurle, W. Pestemer, et R.R. Schmidt. 1982. Collaborative studies of dose-response curves obtained with different bioassay methods for soil-applied herbicides. Weed Res. 22: 213–222.

Oliver, J.E. 1979. Volatilization of some herbicide-related nitrosamines from soils. J. Environ. Qual. 8: 596–601

Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1989. 1990 Guide to weed control. Publication 75. RV-11-89-62M. Queen's Printer for Ontario, Toronto. 208 pp.

O'Sullivan, P.A., et G.N. Prendeville. 1974. Studies on the rate of root growth of intact seedlings in a herbicide medium. Weed Res. 14: 345–348.

Parka, S.J., et J.B. Tepe. 1969. The disappearence of trifluralin from field soils. Weed Sci. 17: 119–122.

Parka, S.J., et H.M. Worth. 1965. The effects of trifluralin to fish. Proc. South. Weed Conf. 18: 469.

Parochetti, J.V. 1975. Weed control in soybeans with metribuzin and combinations with other herbicides. Proc. North. Weed Sci. Soc. 29: 28-35.

Parochetti, J.V., et G.W. Dec. 1978. Photodecomposition of eleven dinitroaniline herbicides. Weed Sci. 26:153–156.

Parr, J.F., et S. Smith. 1973. Degradation of trifluralin under laboratory conditions of soil anaerobiosis. Soil Sci. 115(1): 55–63.

Pchajek, D.A., I.N. Morrison, et G.R.B. Webster. 1983. Comparison of the efficacy and soil concentrations of fall- and spring-applied trifluralin in flax. Can. J. Plant Sci. 63: 1031–1038.

Plimmer, J.R. 1978. Photolysis of TCDD and trifluralin on silica and soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 87–92.

Probst, G.W., T. Golab, et W.L. Wright. 1975. Dinitroanilines. Dans: Herbicides: Chemistry, degradation, and mode of action, 2nd ed., Vol. 1. P.C. Kearney, et D.D. Kaufman, pp. 453-500. New York: Marcel Dekker, Inc.

Poe, R.R., D.P. Coyne, B.A. Swisher, et M.D. Clegg. 1988. Differential *Cucurbita spp.* tolerance to the herbicide trifluralin. J. Am. Soc. Hortic. Sci. 113(1): 35–40.

Reeves, S.A., Jr. 1977. Evaluations of selected pre and post-emergence chemicals on weed control and phytotoxicity to eight sugarcane varieties. Proc. South. Weed Sci. Soc. 30: 130–132.

Reyes, C.C., et R.L. Zimdahl. 1989. Mathematical description of trifluralin persistence in soil. Weed Sci. 37: 604–608.

Rhode, W.A., L.E. Asmusson, E.W. Hauser, R.D. Wauchope, et H.D. Allison. 1980. Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. J. Environ. Qual. 9: 37–42.

Rizk, T.Y. 1973. Anatomical and cytological changes in excised cotton roots in response to trifluralin or nitralin treatments. Egypt. J. Bot. 16: 281–289.

Roberts, H.A. 1972. Weed control in mini-cauliflowers. Hortic. Res. 12: 65–71.

Roggenbuck, F.C., et D. Penner. 1987. Factors influencing corn (*Zea mays*) tolerance to trifluralin. Weed Sci. 35: 89–94.

Sanders, H.O. 1970. Toxicities of some herbicides to six species of freshwater crustaceans. J. Water Pollut. Control Fed. 24: 1544-1550.

Sanders, H.O., et O.B. Cope. 1966. Toxicities of several pesticides to two species of cladocerans. Trans. Am. Fish. Soc. 95: 165–169.

Sanders, P.F., et J. N. Seiber. 1983. A chamber for measuring volatilization of pesticides from model soil and water disposal systems. Chemosphere 12(7/8): 999–1093.

Sanok, W.J. 1974. Evaluation of herbicides for control of weeds in Long Island potatoes—1973. Proc. North. Weed Sci. Soc. 28: 282–286.

Santé et Bien-être social Canada. 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. 4e ed. Document préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Centre d'édition du gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario). 25 p.

Savage, K.E. 1978. Persistence of several dinitroaniline herbicides as affected by depth of soil incorporation. Weed Sci. 26: 465–471.

Savage, K.E., et W.L. Barrentine. 1969. Trifluralin persistence as affected by depth of soil incorporation. Weed Sci. 17: 349–352.

Schultz, D.P., H.H. Funderburk, Jr. et N.S. Negi. 1968. Effect of trifluralin on growth, morphology, and nucleic acid synthesis. Plant Physiol. 43: 265–273.

Selleck, G.W., et W.J. Sanok. 1977. Herbicides for weed control in sweet corn and cabbage. Proc. North. Weed Sci. Soc. 31: 256–260.

Sentein, P. 1977. An inhibitor of the achromatic apparatus which alters chromosomes, trifluralin. Arch. Anat. Microsc. 66(4): 263–277.

Sheehan, P.J., R.P. Axler, et R.C. Newhook. 1986. Evaluation of simple generic aquatic ecosystem tests to screen the ecological impacts of pesticides. Dans: Community toxicity testing, éd. J. Cairns, Jr. pp. 158–179. American Society for Testing and Materials ASTM STP 920.

Sheets, T.J., J.R. Bradley, Jr., et M.D. Jackson. 1973. Movement of trifluralin in surface water. Proc. South. Weed Sci. Soc. 26: 376 (abstract).

Smith, A.E. 1975. Field persistence studies with herbicides in prairie soils. Dans: Environmental quality and safety (Suppl.). Pesticides, éd. F. Coulston et F. Korte, 3: 266–270.

Smith, A.E. 1979. Soil persistence experiments with (^{14}C)-2,4-D in herbicidal mixtures, and field persistence studies with triallate and trifluralin both singly and combined. Weed Res. 19: 165–170.

Smith, A.E. 1983. Persistence of wild oat herbicides. Dans: Wild Oat Symposium Proceedings, 18-19 octobre, 1983, éd. A.E. Smith, pp. 111–116.

Smith, A.E., et K.P. Bucholtz. 1964. Modification of plant transpiration rate with chemicals. Plant Physiol. 39: 572–578.

Smith, A.E., et B.J. Hayden. 1976. Field persistence studies with eight herbicides commonly used in Saskatchewan. Can. J. Plant Sci. 56: 769–771.

Smith, A.E., et B.J. Hayden. 1982a. Field persistence studies with triallate and trifluralin both singly and in combination with chloramben. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 240–242.

Smith, A.E., et B.J. Hayden. 1982b. Carry-over of dinitramine, triallate, and trifluralin to the following spring in soils treated at different times during the fall. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 483–486.

Smith, A.E., A.J. Aubin, et D.A. Derksen. 1988. Loss of trifluralin from clay and loam soils containing aged and freshly applied residues. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41: 569–573.

Solbakken, E., H. Hole, O. Lode, et T.A. Pedersen. 1982. Trifluralin persistence under two different soil and climatic conditions. Weed Res. 22: 319–328.

South, D.B. 1977. Pre- and postemergent weed control in forest nurseries. Proc. South. Weed Sci. Soc. 30: 269–278.

Spacie, A., et J.L. Hamelink. 1979. Dynamics of trifluralin accumulation in river fishes. Environ. Sci. Technol. 13: 817–822.

Spain, J.C., et P.A. van Veld. 1983. Adaptation of natural microbial communities to degradation of xenobiotic compounds: Effects of concentration, exposure time, inoculum, and chemical structure. Appl. Environ. Microbiol. 45(2): 428–435.

Sparchez, C., V. Soran, C. Craciun, A. Polizu, et V. Craciun. 1987. Trifluralin influence on the ultrastructure of root meristem cells in wheat (*Triticum aestivum* L.) and sunflower (*Helianthus annuus* L.). Rev. Roum. Biol. Ser. Biol. Veg. 32(1): 39–41.

Spencer, W.F., et M.M. Cliath. 1974. Factors affecting vapour loss of trifluralin from soil. J. Agric. Food Chem. 22(6): 987–991.

Statistique Canada. 1988. Importations: Commerce de marchandises, détails des produits 1984-1985 et 1986-1987. Division du commerce international.

Struckmeyer, B.E., L.K. Binning, et R.G. Harvey. 1976. Effect of dinitroaniline herbicides in a soil medium on snap bean and soybean. Weed Sci. 24: 366–369.

Sullivan, R.G., H.W. Knoche, et J.C. Markle. 1980. Photolysis of trifluralin: Characterization of azobenzene and azooxybenzene photodegradation products. J. Agric. Food Chem. 28: 746–755.

Suntio, L.R., W.Y. Shiu, D. Mackay, J.N. Seiber, et D. Glotfelty. 1988. Critical review of Henry's law constants for pesticides. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 103: 1–56.

Swann, C.W., et R. Behrens. 1972a. Phytotoxicity of trifluralin vapors from soil. Weed Sci. 20: 143–146.

Swann, C.W., et R. Behrens. 1972b. Trifluralin vapor emission from soil. Weed Sci. 20: 147–149.

Taylor, A.W. 1978. Post-application volatilization of pesticides under field conditions. J. Air Pollut. Control Assoc. 28(9): 922–927.

Teasdale, J.R., R.G. Harvey, et D.J. Hagedorn. 1978. Suppression of pea (*Pisum sativum*) root rot by dinitroaniline herbicides. Weed Sci. 26: 609–613.

Therrien-Richards, S. et D.A. Williamson. 1987. Contamination by pesticides of the La Salle and Assiniboine rivers, Manitoba,

Canada. W&NR 87/88-CP(EP)-1. Environmental Protection Service, Western and Northern Region.

Udoh, D.J., et L.E. Nelson. 1986. Trifluralin-induced chlorosis in soybean (*Glycine max*)(L.) Merr. grown on clayey, high pH soils. Plant Soil 96: 175–184.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1979. Trifluralin (Treflan). Position document 1/2/3. Special Pesticide Review Division.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1982. Pesticide rebuttal presumption against registration, Treflan (trade name). Position document 4. Special Pesticide Review Division. Washington,D.C.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1984. Health and environmental effects profile for trifluralin. EPA/600/X-84/234. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1987a. Guidance for the registration of pesticide products containing trifluralin as the active ingredient. Office of Pesticide Programs, Registration Division. Washington, D.C.

U.S. EPA. (U.S. Environmental Protection Agency). 1987b. Trifluralin health advisory. Office of Drinking Water. Washington, D.C. Draft Report.

Vaughn, M.A., et K.C. Vaughn. 1986. Carrot microtubules are resistant to some dinitroaniline herbicides. J. Cell Biol. 103(5 part 2): 272a (abstract).

Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold Co., New York, N.Y.

Waite, D., H. Sommerstad, R. Grover, et L.A. Kerr. 1986. South Saskatchewan watershed study (1985 interim report). W&NR 86/87-CP (EPS)-3. Service de la protection de l'en-vironnement, Région de l'Ouest et du Nord, Regina (Sask.)

Walker, W.W., C.R. Cripe, P.H. Pritchard, et A.W. Bourquin. 1988. Biological and abiotic degradation of xenobiotic compounds in *in vitro* estuarine water and sediment/water systems. Chemosphere 17(12): 2255–2270.

Warner, J.E., S.R. Winter, et A.F. Wiese. 1987. Persistence of dinitroaniline herbicides and potential for injury to sugar beets. J. Am. Soc. Sugar Beet Technol. 24(1): 57–66.

Wauchope, R.D. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields—A review. J. Environ. Qual. 7: 459–472.

Wauchope, R.D., K.E. Savage, et J.M. Chandler. 1977. Soil sample variation and herbicide incorporation uniformity. Weed Sci. Soc. Am. 25:193–196.

Weber, J.B. 1987. Physical/chemical interactions of herbicides with soil. Proc. Calif. Weed Conf. 39: 96–109.

Weber, J.B. 1990. Behavior of dinitroaniline herbicides in soils. Weed Technol. 4: 394–406.

Webster, G.R.B., C.F. Shaykewick, S. Kanhai, et G.J. Reimer. 1978. Availability of the herbicide trifluralin for control of wild oats as influenced by soil characteristics in four Manitoba soils. Can. J. Soil Sci. 58: 397–404.

Wells, D.E., et A.A. Cowan. 1982. Vertebral dysplasia in salmonids caused by the herbicide trifluralin. Environ. Pollut. (Ser. A) 29: 249–260.

Wheeler, W.B., G.D. Stratton, R.R. Twilley, L.T. Ou, D.A. Carlson, et J.M. Davidson. 1979. Trifluralin degradation and binding in soil. J. Agric. Food Chem. 27: 702–706.

White, A.W., Jr., L.A. Harper, R.A. Leonard, et J.W. Turnbull. 1977. Trifluralin volatilization losses from a soybean field. J. Environ. Qual. 6(1): 105–110.

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1987. Drinking-water quality guidelines for selected herbicides. Copenhague, Danemark.

Williamson, D.A. 1984. A Preliminary investigation into the presence of agricultural pesticides in the La Salle and Assiniboine rivers, Manitoba, Canada. Water Standards and Studies Report No. 84–5. Environmental Management Services Branch, Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health.

Willis, G.H., R.L. Rogers, et L.M. Southwick. 1975. Losses of diuron, linuron, fenac, and trifluralin in surface drainage water. J. Environ. Qual. 4: 399–402.

Willis, G.H., R.C. Wander, et L.M. Southwick. 1974. Degradation of trifluralin in soil suspensions as related to redox potential. J. Environ. Qual. 3(3): 262–265.

Willis, G.H., L.L. McDowell, C.E. Murphree, L.M. Southwick, et S. Smith, Jr. 1983. Pesticide concentrations and yields in runoff from silty soils in the lower Mississippi valley. J. Agric. Food Chem. 31: 1171–1177.

Windholz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti, et E.S. Otterbein. 1983. The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. Rahway, NJ: Merck and Co., Inc.

Woodrow, J.E., D.G. Crosby, T. Mast, K.W. Moilanen, et J.N. Seiber. 1978. Rates of transformation of trifluralin and parathion vapors in air. J. Agric. Food Chem. 26: 1312–1316.

Worth, H.J., et R.C. Anderson. 1965. The toxicity of trifluralin, treflan, a herbicide to mammals and chickens. Proc. South. Weed Sci. Soc. 18: 711–712.

Worthing, C.R., et S.B. Walker (eds.). 1987. The pesticide manual: A world compendium. 8th ed. British Crop Protection Council, Thornton Heath, U.K.

Wright, W.L., et G.F. Warren. 1965. Photochemical decomposition of trifluralin. Weeds 13: 329–331.

Yockim, R.S., A.R. Isensee, et E.A. Walker. 1980. Behavior of trifluralin in aquatic model ecosystems. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 134–141.

Yoon, J.S., J.M. Mason, R. Valencia, R.C. Woodruff, et S. Zimmering. 1985. Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. IV. Results of 45 coded compounds tested for the national toxicology program. Environ. Mutagen. 7: 349–367.

Zayed, S.M.A.D., I.Y. Mostafa, M.M. Farghaly, H.S.H. Attaby, Y.M. Adam, et F.M. Mahdy. 1983. Microbial degradation of trifluralin by *Aspergillus carneus*, *Fusarium oxysporum* and *Trichoderma viride*. J. Environ. Sci. Health B18: 253–267.

Zepp, R.G., et D.M. Cline. 1977. Rates of direct photolysis in aquatic environment. Environ. Sci. Technol. 11(4): 359–366.

Zeyer, J., et P.C. Kearney. 1983. Microbial dealkylation of trifluralin in pure culture. Pestic. Biochem. Physiol. 20: 10–18.

Zilkah, S., P.F. Bocion, et J. Gressel. 1977. Cell cultures vs. whole plants for measuring phytotoxicity, II. Correlations between phytotoxicity in seedlings and calli. Plant Cell Physiol. 18: 657–670.

Zimdahl, R.L., et S.M. Gwynn. 1977. Soil degradation of three dinitroanilines. Weed Sci. 25: 247–251.

Annexe A

Concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux de ruissellement des terres agricoles

Tableau A-1. Concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux de ruissellement des terres agricoles

Description du terrain (type de sol, culture)	Formulation (% ia)	Dose ($kg \cdot ha^{-1}$)	Méthode d'application	Concentrations résiduaires dans le ruissellement ($mg \cdot L^{-1}$) et jours après le traitement	Référence
Bushland, Texas : loam limono-argileux de Pullman (1,6 % m.o.); échantillons d'eau prélevés dans des contenants en plastique (enfouis dans les champs traités) chaque fois qu'il pleuvait.	n.i.	n.i.	n.i.	0,04, la concentration la plus élevée dans tous les échantillons; les dates ne sont pas mentionnées, mais on indique que l'analyse des échantillons de sol a eu lieu trois mois après le traitement.	Axe, Mathers et Weise, 1969
Walkinsville, Georgie : loam sableux et graveleux; pente de 2 %–10 %; 2,71 ha; soja.	n.i.	1,12	n.i. (pulvérisée en émulsion aqueuse; incorporée dans le sol)	0,007–0,015 (ruissellement plus sédiments en suspension); dans 8–9 ruissellements sur une période de 3 à 4 mois	Wauchope, 1978
Loam sableux/argile sableuse; pente de 3 %; 1,26 ha; soja.	n.i.	1,12	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0,009–0,01 (ruissellement plus sédiments en suspension); mesurée sous l'herbe dans 4–10 ruissellements sur une période de 2 mois	
Lewiston et Rocky Mount, Caroline du Nord : loam sableux et sable loameux; pente de 2 % et 4 % respectivement; 0,0017 ha (parcelles de 17 m^2); coton.	n.i.	1,12	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0,008–0,024 (ruissellement, plus sédiments en suspension); 10–21 ruissellements sur une période de 5 à 8 mois	
Stoneville, Mississipi : loam sableux; pente de 0,5 %; 0,20 ha; soja. Clarksdale, Mississipi : loam limoneux; pente de 0,2 %, 15,6 ha.	n.i.	0,84	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0,0005–0,00027 (ruissellement plus sédiments en suspension); dans 2–7 ruissellements sur une période de 1 à 5 mois	
Soja	n.i.	1,12	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0,18 % (2,0 $g \cdot ha^{-1}$) de la quantité appliquée a été perdue en 21 ruissellements sur une période de 12 mois.	
Coton	n.i.	1,12	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0,18 % (2,0 $g \cdot ha^{-1}$) de la quantité appliquée a été perdue en 39 ruissellements sur une période de 12 mois.	
Géorgie : loam sableux de Cecil; loam sableux graveleux de Pacolet; pas de structures pouvant retenir le sol et l'eau; 2,7 ha; pente moyenne de 3 %; soja; labourage classique avant la plantation/sol non travaillé après.	n.i.	1,12 1er juill. 1972	n.i. (selon les recommandations pour les cultures; appliquée avec de la diénamide à raison de 3,36 $kg \cdot ha^{-1}$)	0–0,006 en solution (dissoute) et 0–0,1 ppm dans les sédiments; en 6 ruissellements sur une période de 90 j (27 j entre le moment du traitement et le premier ruissellement).	Leonard, Langdale et Fleming, 1979

n.i. = valeur non indiquée
n.d. = non détecté
m.o. = matières organiques

Tableau A-1. (suite)

Description du terrain (type de sol, culture)	Formulation (% ia)	Dose ($kg \cdot ha^{-1}$)	Méthode d'application	Concentrations résiduaires dans le ruissellement ($mg \cdot L^{-1}$) et jours après le traitement	Référence
Comme ci-dessus	n.i.	1,12 13 juin 1973	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0–0,013 en solution (dissoute) et 0,01–0,06 ppm dans les sédiments; en 9 ruissellements sur une période de 90 j (<1 j entre le traitement et le premier ruissellement).	
Loam sableux de Cecil; partie d'un terrain en bandes parallèles avec rigoles d'écoulement enherbées recueillant les eaux de ruissellement; 1,3 ha; pente moyenne de 3 %; soja; labourage classique avant la plantation et pas de culture après celle-ci.	n.i.	1,12 30 juin 1972	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0–0,021 en solution (dissoute) et 0–0,28 ppm dans les sédiments; en 10 ruissellements sur une période de 90 j (2 j entre le traitement et le premier ruissellement).	
Comme ci-dessus	n.i.	1,12 15 juin 1973	n.i. (appliquée comme ci-dessus)	0–0,008 en solution (dissoute) et 0–0,09 ppm dans les sédiments; en 5 ruissellements sur une période de 90 j (23 j entre le traitement et le premier ruissellement).	
Caroline du Nord : 8 parcelles avec écoulement en surface (4 traitées et 4 témoins), chacune entourée de tôle avec une prise d'eau à l'extrémité aval pour recueillir le ruissellement; coton.	n.i.	1,12	n.i. (incorporation à 10 cm avant la plantation)	Échantillons prélevés après chaque pluie donnant lieu à un ruissellement considérable. Les sédiments filtrés par succion contenaient en moyenne 84 % de la trifluraline détectée dans les ruissellements. La plus forte concentration dans un ruissellement était de 0,024, en un endroit 6 semaines après l'application en 1970. Les concentrations étaient habituellement plus élevées à la suite des premières pluies suivant l'application, et ont diminué par la suite.	Sheets, Bradley et Jackson, 1973
Petits étangs dans un bassin versant	n.i.	0,84 sur 50–60 % du bassin	n.i.	La concentration la plus forte était de 0,002 $mg \cdot L^{-1}$ 5 j après l'application.	
Bâton Rouge, Louisiane : argile limoneuse de Mhoon, 0,93 %–1,42 % m.o.; pH, 5,5–6,0; pente de 0,2 %; les rangées des parcelles et de petits talus canalisaient le ruissellement vers un canal Parshall (volume mesuré) et un partiteur «Geibmultislot» (1/9e du débit détourné vers un réservoir). Plantées de coton et de soja; traitées comme identiques, puisque concentrations très semblables dans les eaux de ruissellement. Parcelles de 0,045 ha chacune.	n.i.	1,4 30 avril 1971; 29 mars 1972; 30 avril 1973	Émulsion aqueuse épandue avec un petit pulvérisateur sur tracteur, préplantation, et incorporation dans le sol (avec pulvériseur tandem jusqu'à 7,5 cm).	Seuil inférieur de quantification précise : 0,01. Plages conformes aux données, typiquement fractions de $\mu g \cdot L^{-1}$. 0 %–0,4 % de la quantité appliquée a été perdue dans 5–6 ruissellements sur une période de 3 à 4 mois.	Willis, Rogers et Southwick, 1975

Tableau A-1. (suite)

Description du terrain (type de sol, culture)	Formulation (% ia)	Dose ($kg \cdot ha^{-1}$)	Méthode d'application	Concentrations résiduaires dans le ruissellement ($mg \cdot L^{-1}$) et jours après le traitement	Référence
Tifton, Géorgie : sable loameux de Cowarts, 0,5 % m.o.; pente de <3 %; bassin agricole de 0,34 ha portant du soja (repiqué) chaque année (12 juillet 1974 et 14 mai 1975) après amendement avec du 0-10-20 N-P-K à raison de 560 $kg \cdot ha^{-1}$.	n.i.	1,12 (ia)	En surface, 1 j avant la plantation et incorporé à une profondeur de 10 cm avec motoculteur.		Rhode et coll., 1980
Débit phréatique peu profond, au-dessus d'une formation semi-perméable (prof. de 92–214 cm), recueilli par un tuyau de drainage du côté inférieur du bassin, canalisé vers un déversoir en V, et prélevé manuellement (450 mL). Superficie du bassin souterrain : 0,36 ha.	n.i.	11 juillet 1974	Comme ci-dessus	n.d.–0,0003 (ruissellement plus sédiments en suspension) dans 0–2 ruissellements par mois (8 en tout) pendant un an (pas de ruissellement après le neuvième mois)	
		13 mai 1975	Comme ci-dessus	n.d. (ruissellement plus sédiments en suspension), 0–3 ruissellements par mois (11 en tout) pendant un an (pas de ruissellement après le septième mois)	
Ruissellement de surface dirigé vers un débouché enherbé adjacent au bassin, et par un canal en H au fond. Échantillons prélevés manuellement.	n.i.	11 juillet 1974	Comme ci-dessus	n.d.–0,038 (ruissellement plus sédiments en suspension), dans 0–4 ruissellements par mois (21 en tout) pendant un an (pas de ruissellement après le neuvième mois)	
		13 mai 1975	Comme ci-dessus	n.d.–0,023 (ruissellement plus sédiments en suspension) dans 0–6 ruissellements par mois (30 en tout) pendant un an (pas de ruissellement après le huitième mois) Le ruissellement a été normal ou supérieur à la normale durant les deux années.	
Trois parcelles séparées (28 m^2) dans le bassin ci-dessus, avec pluies simulées à divers moments après l'application (tuyaux à 1,51 m au-dessus du sol appliquant l'eau en raison de 19,1 $cm \cdot h^{-1}$ pendant 30 min). Ruissellement recueilli par une gouttière à la lisière des parcelles et dirigé vers un canal HS pour la mesure et l'échantillonnage. Les pluies simulées étaient supérieures aux conditions naturelles prévisibles, et donc, on prévoyait obtenir de plus grandes pertes de trifluraline par ruissellement.		1,12 1974	Comme ci-dessus	0,025 au jour 1 0,004 au jour 29 0,0001 au jour 71	
		1975	Comme ci-dessus	0,012 au jour 10 0,009 au jour 21 0,004 au jour 38 Les courbes de concentrations de la période d'échantillonnage après chaque arrosage artificiel, intégrées à l'hydrogramme d'écoulement, donnent la perte de charge totale et la concentration maximale moyenne pondérée en fonction du temps pour chaque ruissellement.	

Tableau A-1. (suite)

Description du terrain (type de sol, culture)	Formulation (% ia)	Dose ($kg \cdot ha^{-1}$)	Méthode d'application	Concentrations résiduaires dans le ruissellement ($mg \cdot L^{-1}$) et jours après le traitement	Référence
Même bassin que ci-dessus. Parcelle de 2 plates-bandes, 4 rangées avec ruissellement dirigé dans la voie d'écoulement enherbée (voir ci-dessus). Débit mesuré et échantillons prélevés dans deux canaux HS, un à l'entrée de la voie d'écoulement et l'autre à la sortie. Échantillons également prélevés en trois points intermédiaires. La voie d'écoulement remplie d'eau (pluie de 9,55 cm dans les deux semaines précédentes) et la voie d'écoulement sèche (pas de pluie pendant deux semaines) ont été arrosées avec 1,3 cm d'eau une journée avant l'essai. La parcelle a été arrosée artificiellement au même débit et pendant la même durée lors d'essais réalisés le 11 juin 1976 (humide) et le 19 octobre 1977 (sec).		1,12 10 juin 1976 (humide)	Comme ci-dessus	Canal amont (entrée) 0,005–0,012 Max. intermédiaire 0,008 Canal aval 0,001–0,002	
		18 oct. 1977	Comme ci-dessus	Canal amont (entrée) 0,006–0,013 Max. intermédiaire 0,001–0,002 Canal aval < 0,004	
Clarksdale, Mississippi : bassin de 18,7 ha; pente moyenne de 0,2 % et plusieurs types de sols : loam limoneux Bruin (57 %), loam limoneux Commerce (15 %), argile limoneuse Tunica (11 %) et argile limoneuse Sharkey (17 %). Le ruissellement était dirigé par des rigoles en V peu profondes vers un étang de 1,6 ha dans le bassin. Avant de se déverser dans l'étang, 64 % du ruissellement était mesuré et échantillonné (c.-à-d., un seul fossé de drainage contenait des instruments d'échantillonnage). Échantillons prélevés au moyen d'une pompe automatique tous les 10 minutes lors de chaque ruissellement (orage). Champs recevant du coton chaque année, et tiges déchiquetées après la récolte (champs amendés au printemps).	n.i.	1,12 Mars 1972	n.i. - application en préplantation		Willis et coll., 1983
		Mai 1973		0,0002	
		Avril 1974		0,0001	
		Avril 1975		0,0004	
		Avril 1976		0,0008	
		Avril 1977		0,0005	
		Avril 1978		0,0004 Les chiffres ci-dessus sont des valeurs pour l'année. Les concentrations obtenues après chaque orage ont été pondérées en fonction du débit. Pour les années 1973–1978, on a obtenu une plage de valeurs r^2 de 0,55 à 0,98, ce qui établit une corrélation entre la quantité de pesticide recueillie après les orages ($g \cdot ha^{-1}$) et la quantité de sédiments produits par les orages ($kg \cdot ha^{-1}$).	

Tableau A-1. (suite)

Description du terrain (type de sol, culture)	Formulation (% ia)	Dose ($kg \cdot ha^{-1}$)	Méthode d'application	Concentrations résiduaires dans le ruissellement ($mg \cdot L^{-1}$) et jours après le traitement	Référence
Outlook, Saskatchewan : bassin d'irrigation	n.i.	n.i.	n.i.	0,0007 dans l'eau d'aval après la première irrigation. < 0,0001 dans le canal de drainage (qui a canalisé toutes les eaux résiduaires provenant du bassin d'irrigation).	Grover, 1983

Annexe B

Plages de concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux superficielles et souterraines, les sédiments et le biote

Tableau B-1. Plages de concentrations résiduaires de trifluraline dans les eaux superficielles et souterraines, les sédiments et le biote

Échantillon	Emplacement, années et conditions	Matrice	Plage de concentrations (et moyenne)	Échantillons renfermant des pesticides	Référence
27 échantillons prélevés en 2 endroits et en 16 occasions.	Rivière La Salle, Manitoba. Échantillonnages regroupés en avril 1983 pour coïncider avec l'écoulement dû à la fonte des neiges, et chaque mois de mai 1983 à mars 1984 (sauf août 1983). Échantillons filtrés avant leur extraction, ce qui a enlevé 90 % des particules de 20–25 mm. Cette rivière draine des terres agricoles.	Eau	n.d.–0,24 $\mu g \cdot L^{-1}$. Valeurs les plus élevées enregistrées le 18 avril 1983 et le 8 novembre 1983, et les autres concentrations étaient soit n.d. ou en quantités traces. Seuil de détection = 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$.	n.i.	Williamson, 1984
15 échantillons prélevés en 2 endroits en 10 occasions.	Rivière Assiniboine, Manitoba. Échantillonnage mensuel de mai 1983 à mars 1984 (sauf août 1983). Cette rivière draine des terres agricoles.		n.d.–0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$. La valeur la plus élevée a été enregistrée le 8 novembre 1983, et les autres valeurs étaient habituellement n.d. ou en quantités traces. Seuil de détection = 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$.	n.i.	
Échantillons uniques relevés en 1 occasion dans 3 petites mares dans l'aire d'étude.	11 avril 1983		Trace	n.i.	
	1er juin 1983		Trace	n.i.	
	1er juin 1983		n.d. (seuil de détection = n.i.)	n.i.	
n.i.	n.i.	Tissu de poissons	0,775 $mg \cdot kg^{-1}$ (trifluraline)	n.i.	
			1,323 $mg \cdot kg^{-1}$ (trifluraline et métabolites)	n.i.	
n.i.	n.i.	Tissu de gastropodes	27,085 $mg \cdot kg^{-1}$ (trifluraline)	n.i.	
			28,870 $mg \cdot kg^{-1}$ (trifluraline et métabolites)	n.i.	
1 emplacement	Rivière Ochre, ouest du Manitoba. Échantillonnage instantané de 3,5 L, et répétitions avec bouteilles en verre ambre de 4 L, le 14 mars, 13 avril, 27 avril et ensuite chaque semaine jusqu'au 5 septembre 1984. Dernier prélèvement le 10 octobre 1984. Cette rivière draine principalement des terres non cultivées et des forêts.	Eau	Les valeurs maximales n'ont pas dépassé 25×10^{-3} $\mu g \cdot L^{-1}$, et on a trouvé de l'herbicide à un niveau détectable ($<3 \times 10^{-3}$ $\mu g \cdot L^{-1}$) en trois occasions seulement (mai, juin, juillet) soit 10 % des échantillons.	n.i.	Muir et Grift, 1987
	Rivière Turtle. Comme ci-dessus. Cette rivière draine surtout des terres agricoles.	Eau	Les concentrations maximales n'ont pas dépassé 25×10^{-3} $\mu g \cdot L^{-1}$; concentrations inférieures au seuil de détection ($3,5 \times 10^{-3}$ $\mu g \cdot L^{-1}$) dans presque tous les échantillons (supérieures à 3×10^{-3} $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 14 % des échantillons).	n.i.	

n.i. = non indiqué
n.d. = non détecté

Tableau B-1. (suite)

Échantillon	Emplacement, années et conditions	Matrice	Plage de concentrations (et moyenne)	Échantillons renfermant des pesticides	Référence
7 points d'échantillonnage le long de la rivière.	Rivière LaSalle, Manitoba. Un échantillon instantané par point, tous les 30 jours entre août et décembre 1984, avec une bouteille ronde Boston de 1 L au milieu de la rivière. Cette rivière draine des terres agricoles.	Eau	n.d. (seuil de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$); non-détection attribuable peut-être au fait qu'en mai (mois habituel pour l'application de la trifluraline), les pluies ont été inférieures à la normale.	n.i.	Therrien-Richards et Williamson, 1987
Comme ci-dessus.	Échantillonnage avec une drague d'Ekman en trois points équidistants sur la largeur de la rivière, à chaque point d'échantillonnage, en une occasion en août 1984 (un échantillon par point d'échantillonnage).	Sédiments	0,004 $mg \cdot kg^{-1}$	1 sur 21	
4 des 7 points d'échantillonnage ci-dessus, et 3 sous-échantillons en un endroit, pour un total de 6 échantillons.	Échantillons de petits poissons de fourrage recueillis à la senne, au filet et avec des trappes à ménés de type panier. Les dates d'échantillonnage n'ont pas toutes été indiquées. Les échantillons représentaient 100 g de chaque espèce de poissons.	Tissu de poissons : barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*), épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) et ombre de vase (*Umbra limi*).	0,0045–0,0057 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,0049 $mg \cdot kg^{-1}$) 0,0047 $mg \cdot kg^{-1}$ n.d.–0,0075 $mg \cdot kg^{-1}$ (seuil de détection : n.i.).	n.i. n.i. n.i.	
Échantillon 4 provenant des 7 points d'échantillonnage ci-dessus.	100 g prélevés à chaque point	Macrophytes aquatiques	n.i.	n.i.	
2 points d'échantillonnage le long de la rivière.	Rivière Assiniboine, Manitoba (en aval de la Transcanadienne). Un échantillon instantané prélevé à mi-largeur à chaque point, tous les 30 jours entre août et décembre 1984, avec une bouteille de 1 L. Cette rivière draine des terres agricoles.	Eau	n.d. (seuil de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$); non-détection attribuable peut-être au fait qu'en mai (mois habituel pour l'application de la trifluraline), les pluies ont été inférieures à la normale.	n.i.	
Comme ci-dessus.	Échantillonnage manuel de dépôts à grains fins du côté sous le vent des obstacles à mi-largeur (barres de sable et roches) en une occasion en août 1984. Nombre d'échantillons non indiqué.	Sédiments	0,006 $mg \cdot kg^{-1}$ (1 échantillon)	n.i.	
n.i.	n.i.	Eau de rivière	1,8 $\mu g \cdot L^{-1}$	n.i.	
		Tissu de poissons entiers	3,24-10,78 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	

Tableau B-1. (suite)

Échantillon	Emplacement, années et conditions	Matrice	Plage de concentrations (et moyenne)	Échantillons renfermant des pesticides	Référence
7 points d'échantillonnage	Zone d'étude de 2 800 ha exploitée par 17 fermiers et la ville de Regina. Échantillonnage quotidien pendant la durée de l'écoulement près de 4 buses donnant sur la zone et traversant un ruisseau reliant 2 bourbiers permanents, et près d'une buse sur le bourbier inférieur. Seulement 2 écoulements ont été rapportés (27 et 28 mars 1984), apparemment en raison de chutes de neige peu abondantes et d'un printemps froid. Échantillons prélevés au hasard avec des bouteilles en verre de 4 L.	Écoulement printanier –	n.d. (seuil de détection : 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$	n.i.	Waite et coll., 1986
35 points d'échantillonnage, un échantillon à chaque point	Iowa. Échantillons prélevés après chute de pluie auprès de 35 services publics d'eau traitée entre le 1er mai et le 1er juillet 1986 à l'aide de 2 bocaux en verre d'une pinte. 33 échantillons analysés.	Eau superficielle	0,13 $\mu g \cdot L^{-1}$	1 sur 33	Wnuk et coll., 1987
14 des 33 points d'échantillonnage mentionnés ci-haut, plus un autre point; un échantillon à chaque point	Échantillons prélevés après chute de pluie auprès de 15 services publics d'eau non traitée (excluant l'unique site où on a détecté de la trifluraline dans de l'eau traitée) entre le 1er mai et le 1er juillet 1986; même volume d'échantillon que ci-dessus.	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 15	
45 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	University of Iowa. Échantillons prélevés environ à chaque semaine, mai 1985 à mars 1986, auprès de services publics communautaires d'eau non traitée.	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 45	
48 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	Comme ci-dessus - eau traitée	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 48	
44 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	Davenport, Iowa. Comme ci-dessus - eau non traitée	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$	0 sur 44	
46 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	Comme ci-dessus - eau traitée	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 46	

Tableau B-1. (suite)

Échantillon	Emplacement, années et conditions	Matrice	Plage de concentrations (et moyenne)	Échantillons renfermant des pesticides	Référence
41 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	Clarinda, Iowa. Comme ci-dessus - eau non traitée	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 41	
46 échantillons (nombre de points d'échantillonnage n.i.)	Comme ci-dessus - eau traitée	Eau superficielle	n.d. (seuil de détection : 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$)	0 sur 46	
15 échantillons de 2 espèces de poissons prélevés à chacun des 14 points d'échantillonnage	Lac Michigan, Michigan. Points d'échantillonnage incluaient 13 affluents et une baie du lac Michigan. Échantillons prélevés à l'automne 1983. Chaque espèce a été répartie selon la taille (qui serait un reflet de l'âge et, par conséquent, de la bioconcentration) et le groupe ayant les plus gros poissons a fait l'objet d'une analyse.	Homogénat de poisson entier (échantillons de 20 g)			Camanzo et coll., 1987
		carpe	0,003-0,126 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,028 $mg \cdot kg^{-1}$)	n.i.	
		achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieui*)	0,005-0,011 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,008 $mg \cdot kg^{-1}$)	n.i.	
		barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	0,050 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	
		crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*)	0,004 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	
		amie (*Amia calva*)	0,018-0,034 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,024 $mg \cdot kg^{-1}$)	n.i.	
		grand brochet (*Esox lucius*)	0,004-0,100 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,029 $mg \cdot kg^{-1}$)	n.i.	
		crapet de roche (*Ambloplites rupestris*)	n.d.-0,008 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,021 $mg \cdot kg^{-1}$) Seuil de détection : 0,003 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	
		touladi (*Salvelinus namaycush*)	0,011 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	
		achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*)	0,011 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i.	
15 poissons à chacun des 12 points d'échantillonnage. Trois échantillons par point — chacun comprenant 5 filets (avec la peau) recueillis sur chaque poisson.	Automne 1980. Douze endroits dans les Grands Lacs. Poissons adultes recueillis dans les affluents lorsqu'ils ont commencé leur migration automnale vers l'amont. En tout, 36 échantillons.	Homogénat de filets de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*)	n.d. dans aucun des échantillons (seuil de détection = 0,005 $mg \cdot kg^{-1}$), sauf 1 échantillon dans lequel on a décelé des traces de trifluraline (moins de 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$).	1 sur 36	Clark, DeVault et Bowden, 1984

Tableau B-1. (suite)

Échantillon	Emplacement, années et conditions	Matrice	Plage de concentrations (et moyenne)	Échantillons renfermant des pesticides	Référence
2 échantillons à chacun des 91 points d'échantillonnage.	25 novembre et 16 décembre 1984; 91 puits agricoles dans le sud de l'Ontario, échantillons de 1,5 L à ces deux dates; trifluraline détectée seulement dans un puits (profond de 13 m, sol sableux, utilisé pour le mélange et le remplissage des réservoirs).	Eau souterraine	0,041 $mg \cdot L^{-1}$	n.i.	Frank et coll., 1987

Annexe C

Résumé des études sur la persistance de la trifluraline dans les sols

Tableau C-1. Résumé des études sur la persistance de la trifluraline dans les sols

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Melfort, Sask. : argile limoneuse de Melfort (11,7 % M.O., pH 5,2; capacité au champ 36 %).	1,1 $kg \cdot ha^{-1}$	0–5 cm	% de la quantité de subs. chim. appl. restantes (moyenne ± écart type) 71 ± 4 (oct. 1971–mai 1972) 55 ± 1 (oct. 1972–mai 1973) 31 ± 7 (mai 1972–oct. 1972) 24 ± 6 (mai 1973–oct. 1973) 35 ± 3 (mai 1972–mai 1973) 16 ± 3 (mai 1972–oct. 1973)	Incorporée dans les 5 cm supérieurs du sol pendant 2 min à la fourche afin de réduire la volatilité. Les parcelles ont été damées afin d'empêcher l'érosion éolienne, et désherbées régulièrement avec le moins de perturbation possible. L'hiver très doux de 1972–1973 peut avoir contribué à une persistance moindre (température et humidité du sol avant l'engel et après le dégel printanier ont peut-être contribué à des pertes par dégradation biologique et volatilisation). Les précipitations enregistrées pendant les études de 1973 étaient supérieures à celles de 1972 (23,9 et 47,2 cm, par rapport à 19,0 et 18,5 cm pour l'argile lourde de Regina, et l'argile limoneuse Melfort, respectivement), et on a jugé que ce facteur peut avoir contribué au fait que les concentrations résiduaires étaient plus faibles en octobre 1973 qu'en octobre 1972.	Smith, 1975
		5–10 cm	Résidus négligeables (<2 %)		
Regina, Sask. : argile lourde de Regina (4,2 % M.O.; pH 7,7; capacité au champ 40 %).	1,1 $kg \cdot ha^{-1}$	0–5 cm	71 ± 11 (oct. 1971–mai 1972) 32 ± 8 (oct. 1972–mai 1973) 12 ± 4 (mai 1972–oct. 1972) 8 ± 2 (mai 1973–oct. 1973) 16 ± 5 (mai 1972–mai 1973) 3 ± 0 (mai 1972–oct. 1973)		
		5–10 cm	Résidus négligeables (<2 %)		
Jamesen, Sask. : loam sableux de Jamesen (3,2 % M.O.; pH 7,5; capacité au champ 11 %).	1,1 $kg \cdot ha^{-1}$	0–5 cm	71 ± 6 (oct. 1971–mai 1972) 31 ± 6 (oct. 1972–mai 1973) 14 ± 1 (mai 1972–oct. 1972)		

Nota : La capacité au champ est exprimée sous forme du pourcentage de l'humidité (en poids) retenue par un sol saturé après trois jours de drainage naturel par gravité (donc, une capacité au champ de x % signifie que la capacité au champ du sol est de x %; x % de la capacité au champ désigne l'humidité existante dans le sol, exprimée en pourcentage de la capacité au champ).

n.i. = valeur non indiquée
M.O. = matières organiques
EMC = régression moyenne au carré

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			14 ± 6 (mai 1973–oct. 1973) 17 ± 4 (mai 1972–mai 1973) 7 ± 2 (mai 1972–oct. 1973)		
		5–10 cm	Résidus négligeables (<2 %)		
Lincoln, Nebraska : loam limono-argileux de Sharpsburg (2,8 % M.O.; pH 5,8 dans la couche superficielle de 15 cm du sol).			Tirages chimiques des échantillons de sol prélevés en septembre 1972 (kg_e·ha^{-1})		Burnside, 1974
	0 kg·ha^{-1} (mai)	0–20 cm	0	Les valeurs résiduaires sont des moyennes pour deux profondeurs de sol (0–10 cm et 10–20 cm), avec et sans labourage d'automne (sol travaillé au pulvériseur tandem à une prof. de 12 cm plus labourage). Désherbage manuel.	
	0,56		0 (applic. 1969)		
	1,12		0 (applic. 1969)		
	2,24		0,01 (applic. 1969)		
	0,56		0 (applic. 1969–1970)		
	1,12		0,01 (applic. 1969–1970)		
	2,24		0,06 (applic. 1969–1970)		
	0,56		0,02 (applic. 1969–1971)		
	1,12		0,06 (applic. 1969–1971)		
	2,24		0,15 (applic. 1969–1971)		
	Les valeurs résiduaires sont les moyennes de toutes les doses (non traitées, 0,56 kg·ha^{-1}, 1,12 kg·ha^{-1} et 2,24 kg·ha^{-1}) et de toutes les années (c.-à-d., 1969, 1969–1970 et 1969–1971).	0–10 cm	0,04 (pas de labour)	Après une application de longue durée (c.-à-d. 1969–1971), la persistance a augmenté sur les parcelles labourées à l'automne (ce labourage était censé réduire les pertes par volatilisation et photodécomposition mais d'autres mécanismes de détoxification dans le sol plus humide ont peut-être été plus actifs).	
		10–20 cm	0,02 (pas de labour)		
		0–10 cm	0,04 (labour d'automne)		
		10–20 cm	0,03 (labour d'automne)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Indian Head, Sask. : argile (2,9 % M.O., pH 7,9, capacité au champ 85 %).	2,7 $kg \cdot ha^{-1}$ (formulation granulaire 5 %) Applic. oct. 1986	0–10 cm	n.i.	Incorporée à une profondeur de 9 cm après travail de la terre avec motoculteur et herse jointe; deuxième incorporation à la même profondeur en avril 1987, et troisième incorporation 4 j plus tard à 7,5 cm de profondeur. Applications et incorporations pour les sols «vieillis» effectuées aux champs, échantillons prélevés après 10 mois, ajoutés à des boîtes de polystyrène en labo. Sols «frais» (non traités, des champs) traités au même taux d'application que les sols «vieillis» et incubés comme ci-dessus. Sous-échantillons humidifiés à 85 % de leur capacité au champ et arrosés à tous les 2 jours. Dispersion selon une cinétique du premier ordre. Équations de dispersion calculées - Log^{10} (p. cent d'herbicide après T jours).	Smith, Aubin et Derksen, 1988
Loam (4,6 % M.O., pH 7,4, capacité au champ 85 %).			n.i.	Argile - de 10 mois : 2,009–0,00279 T, RMC = 0,96 - Fraîche : 2,004–0,00325 T, RMC = 0,97 Loam - de 10 mois : 1,979–0,00217 T RMC = 0,94; - Fraîche : 1,967–0,00271 T, RMC = 0,88	
Manitoba : Red Deer, argile lourde (8,8 % M.O., pH 6,5, capacité au champ 33,8 %).	0,2–3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids de sol sec)		50 % (102 j)	Études en lab. avec incubation des sols traités, et dosage de la trifluraline totale à divers moments après le traitement. Chaque sous-échantillon fertilisé au début de l'étude. Sous-échantillons arrosés à leur capacité au champ et pertes neutralisées par des arrosages hebdomadaires. Une équation d'ordre 1 (c.-à-d. $C/Co = e^{-kt}$) où C = concentration au temps t, Co = concentration initiale et k = constante de vitesse de la réaction), correspondait le plus aux résultats de dégradation. Les constantes des vitesses de perte étaient 0,0068, 0,0065, 0,0069 et 0,0087 j^{-1} pour l'argile lourde de Red River, le loam argileux Gladstone, le loam Newdale et le sable loameux Almasippi, respectivement.	Webster et coll., 1978
Gladstone, loam argileux (9,2 % M.O., pH 7,8, capacité au champ 27,8 %).			50 % (107 j)		
Newdale, loam (6,8 % M.O., pH 7,4, capacité au champ 24,9 %).			50 % (100 j)		
Almasippi, sable loameux (2,9 % M.O., pH 7,7, capacité au champ 20,0 %).					

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)		Résultats et observations	Référence
Sol lourd (2,5 % M.O., pH 8,5).	30 $mg \cdot kg^{-1}$ de trifluraline marquée au ^3H		Résidus après 60 j Stérilisés à l'autoclave	Non stérilisés à l'autoclave	L'étude en lab. : on a placé 1 kg de chaque type de sol dans des pots de 15 cm de diamètre. On a humecté la couche supérieure de 10 cm, et on les a mélangés avec de la trifluraline marquée au ^3H à raison de 30 $mg \cdot kg^{-1}$. On a arrosé les pots (tous les deux jours) et on les a incubés à l'écart de la lumière solaire pendant deux mois.	Mostafa et coll., 1982
		0–10 cm	4,2	11,2		
		10–15 cm	1,0	3,3		
		Pleine profondeur (soumis à la combustion)	18,0	9,8		
Sol léger (1,5 % M.O., pH 8,2)		0–10 cm	6,9	14,2	Stérilisation en autoclave avant l'ajout de trifluraline marquée au ^3H. Les deux profondeurs mesurées (c.-à-d. 0–10 cm et 10–15 cm) correspondent au sol extrait avec solvant avant d'enlever les résidus marqués au ^3H non extractibles.	
		10–15 cm	2,1	3,4		
		Pleine profondeur (soumis à la combustion)	17,0	10,0		
Sol sableux (0 % M.O., pH 6,8)		0–10 cm	1,8	7,8		
		10–15	0,6	2,5		
		Pleine profondeur (soumis à la combustion)	26,5	13,5		
Graysville, Man. : loam sableux très fin d'Almasippi (3,7 % M.O., pH 7,6).	Année 1	0–5 cm	Moyenne ± écart type		Traitements d'automne : inc. à une profondeur de 10 cm avec passage au pulvériseur tandem moins de 1 h après l'application, et deuxième inc. au printemps après l'ensemencement (lin). Traitements du printemps : incorporation double moins de 1 h après l'application. Parcelles ensemencées avant la deuxième incorporation. Date d'ensemencement : 18 mai 1978. Le temps après le traitement (c.-à-d. temps de prélèvement des échantillons de résidus) est exprimé en semaines après l'ensemencement.	Pchajek, Morrison et Webster, 1983
	0,84 $kg \cdot ha^{-1}$ (11 mai 1978)		0,6 (à l'application)			
			0,230 ± 0,026 (à l'ensemencement)			
			0,120 ± 0,007 (6 sem.)			
			0,067 ± 0,015 (15 sem.)			
	1,12 $kg \cdot ha^{-1}$ (23 oct. 1977)		0,8 (à l'application)			

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			0,280 ± 0,028 (à l'ensemencement)		
			0,223 ± 0,024 (6 sem.)		
			0,109 ± 0,020 (15 sem.)		
	2,24 kg·ha^{-1} (23 oct. 1977)		1,6 (à l'application)		
			0,600 ± 0,043 (à l'ensemencement)		
			0,449 ± 0,049 (6 sem.)		
			0,155 ± 0,010 (15 sem.)		
	Année 2			Date d'ensemencement : 5 juin 1979. Les concentrations plus faibles pendant la deuxième année reflètent les précipitations plus fortes au printemps 1979 par rapport à 1978.	
	0,84 kg·ha^{-1} (27 mai 1979)		0,6 (à l'application)		
			0,140 ± 0,010 (à l'ensemencement)		
			0,066 ± 0,015 (6 sem.)		
			0,018 ± 0,006 (18 sem.)		
	1,12 kg·ha^{-1} (1er nov. 1978)		0,8 (à l'application)		
			0,215 ± 0,043 (à l'ensemencement)		
			0,143 ± 0,021 (6 sem.)		
			0,074 ± 0,005 (18 sem.)		
	2,24 kg·ha^{-1} (23 oct. 1977)		1,6 (à l'application)		
			0,542 ± 0,059 (à l'ensemencement)		
			0,386 ± 0,047 (6 sem.)		
			0,244 ± 0,010 (18 sem.)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Charlottetown, Î.-P.-É. : loam sableux fin de Charlottetown (2,1 % M.O., pH 6,1).	1,0 kg·ha^{-1} mai 1978	0,10 cm	n.i.	Demi-vie (jours ± écart type) de 164 ± 14,9	Jensen, Ivany et Kimball, 1983
	mi-juin 1979		0,21 (320 j)	Demi-vie de 148,0 ± 13,0	
Kentville, N.-É. : sable loumeux de Somerset (1,1 % M.O., pH 5,2).	mai 1978		n.i.	Demi-vie de 144,3 ± 31,3	
	mi-juin 1979		0,27 (320 j)	Demi-vie de 164,1 ± 15,4	
				Sols amendés et scarifiés avant l'application; l'herbicide a été incorporé avec un motoculteur/pulvériseur deux fois à 8–10 cm juste après l'application et le terrain a été ensemencé (pois de conserve) dans les 2 j. On a suggéré que le climat plus froid de l'est du Canada et sa saison de croissance plus courte pourraient prolonger la persistance de la trifluraline.	
Vallée inférieure du Rio Grande, Tex. : argile de Hidalgo (1,7 % M.O., pH 8,0, capacité au champ 31 %).	1,1 kg·ha^{-1} (1er novembre)	0–2,5 cm	50 % (3 sem.)	L'activité (en %) avec la dose de 0,6 kg·ha^{-1} est similaire à celle obtenue avec la dose de 1,1 kg·ha^{-1}. L'herbicide a été appliqué sur un sol scarifié et travaillé au motoculteur, et incorporé immédiatement dans la couche supérieure de 2,5 cm avec le motoculteur, et on a ensemencé (carottes) 1 j plus tard. Précipitations de 14,7 cm durant les 12 semaines suivant le début de l'expérience; sol décrit comme étant chaud et humide après le 1er mois.	Menges et Hubbard, 1970
		0–5 cm	20 % (1 mois)		
			10 % (3 mois)		
			1 % (7 mois)		
			0 % (13 mois)		
Beltsville, Md. : loam limoneux de Hatboro (1,2 % M.O.).	2,84 kg·ha^{-1} (8 août 1975)	0–5 cm	29 % (50 h)	Herbicide non incorporé mais lainsé à la surface du sol. Le mélange appliqué comprenait 3,55 kg·ha^{-1} d'heptachlore, 0,72 kg·ha^{-1} de chlordane et 5,11 kg·ha^{-1} de diethul. Le mélange d'application comprenait : 1,10 kg·ha^{-1} de lindane. On a indiqué que le sol était plus compact que celui ci-dessus en raison des pluies précédentes. La perte d'herbicide à partir du sol a suivi une cinétique d'ordre 1.	Glotfelty et coll., 1984
			50 % (5–14 h)		
	2,80 kg·ha^{-1} (10 juin 1977)		13 % (50 h)		
			50 % (1–18 h)		

Tableau C-I. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% i.)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Salisbury, Md. : loam sableux de Norfolk.	2,50 $kg \cdot ha^{-1}$ (14 juillet)	0–5 cm	75 % (50 h)	Le mélange appliqué comprenait aussi 3,75 $kg \cdot ha^{-1}$ d'heptachlore, 0,84 $kg \cdot ha^{-1}$ de chlordane et 0,62 $kg \cdot ha^{-1}$ de lindane. Pour toutes les expériences, mélanges appliqués sur un sol nu et laissés en surface.	
Stoneville, Miss. : loam sableux de Bosket (1,5 % M.O., capacité au champ - tension de l'eau du sol à 0,33 bar).	1,0 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i. (éch. de 50 g)	50 % (50 j, plage de 29–60 j)	Étude en serre. Émulsion aqueuse d'herbicide bien mélangée avec le sol et transférée dans des pots en plastique de 20 cm de diamètre.	Savage, 1978
Argile de Sharkey (4,2 % M.O., capacité au champ comme ci-dessus).	1,0 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i. (éch. de 70 g)	50 % (91 j, plage de 45–124 j)	Les vitesses de dispersion semblent suivre une cinétique d'ordre 1 (les valeurs r sont de 0,90 et 0,97 pour les sols de Bosket et Sharkey, respectivement) ($P = 0,05$).	
	0,5 $mg \cdot kg^{-1}$		50 % (48 j)		
			50 % (20 j)	Maintien de la capacité au champ (tension de l'eau au sol de 0,33 bar). Vitesse de dispersion a une valeur r de 0,97.	
	0,5 $mg \cdot kg^{-1}$	n.i. (éch. de 70 g)	50 % (55 j)	Pots sans trous d'écoulement et ajout d'eau jusqu'à persistance d'eau libre (en alternance avec des périodes de séchage de 20 jours pour le prélèvement de sous-échantillons). Dispersion à une valeur r de 0,90. Maintien de la capacité au champ.	
			50 % (56 j)	Sol non autoclavé (valeur r de 0,99).	
			50 % (6 j)	Sol autoclavé (valeur r de 0,97).	
			50 % (7 j)	Inondé tel que décrit précédemment. Sol non autoclavé (valeur r de 0,98). Sol autoclavé (valeur r de 0,99).	
As, Norvège : loam (2,8 % de carbone, pH 5,6, 60 °N et 80 m au-dessus du niveau de la mer, sol à des températures >10 °C pendant 3,5 mois).	1 $kg \cdot ha^{-1}$ (22 mai) (utilisation de sulfan : 240 g $ici \cdot L^{-1}$)	0–10 cm	0,3 (17 sem.)	Valeur la plus faible, et pas de diminution l'année suivante. Valeur maximale atteinte 4 semaines après l'application (pourrait être causé par des mouvements du sol).	Solbakken et coll., 1982

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
	5 kg·ha^{-1}		1,1 (51 sem.)	Valeur la plus faible et pas de diminution mesurée. Maximum atteint 4 semaines après l'application. Incorporation avec un motoculteur à environ 15 cm de prof., juste après l'épandage, et ensemencement avec du colza.	
Holt, Norvège : sable loameux (6,2 % de carbone, pH 6,2, 70 °N et 10 m au-dessus du niveau de la mer. Sol à des températures >10 °C pendant 2 mois sur 12).	1 kg·ha^{-1} (15 juin)		0,1 (14 sem.)	Plus faible valeur et pas de diminution subséquente observée.	
	5 kg·ha^{-1}		0,4 (66 sem.)	Plus faible valeur à la fin de l'expérience. Nouvelle application aux 2 endroits l'année suivante (15 mai pour As et 6 juin pour Holt). Courbes de concentrations résiduaires avaient des profils semblables à ceux de la première année. Incorporation comme pour As. Conditions climatiques de Holt semblables à celles de As, pas de périodes très sèches ou très humides ou de variations prononcées de la température. Cependant, le sol semblait avoir un effet plus important au plan de la rémanence que le climat. Durant la 1re année, de mai à septembre, température moyenne de 12,9 °C et précipitations de 331 mm (toutes deux inférieures à la normale) pour As, et pour Holt, 9,0 °C et 264 mm (température supérieure à la normale, précipitations inférieures à la normale). Malgré des précipitations et températures comparativement plus faibles et un pourcentage plus élevé en matières organiques (apparemment un reflet du pourcentage en C), la rémanence des résidus était moindre à Holt qu'à As. Cette tendance va à l'encontre des constatations d'autres études.	

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Regina, Sask. : argile lourde de Regina (caractéristiques physiques n.i.).	0,75 $kg \cdot ha^{-1}$ mai 1977 (concentré émulsifiable 399,1 $kg \cdot m^{-3}$)	0–5 cm	% restants (moyennes ± écarts types)	Herbicide incorporé au sol, mais la méthode n'a pas été indiquée.	Smith, 1979
			30 ± 0 % (10 sem.)		
	Comme ci-dessus, mais mélangée avec du trialate dans un rapport pondéral de 1:2.		19 ± 0 % (20 sem.)		
			34 ± 1 % (10 sem.)		
			31 ± 3 % (20 sem.)		
	0,75 $kg \cdot ha^{-1}$ mai 1978 (concentré émulsifiable 399,1 $kg \cdot m^{-3}$).		23 ± 2 % (10 sem.)		
			16 ± 4 % (20 sem.)		
	Comme ci-dessus, mais mélangée avec du trialate dans un rapport pondéral de 1:2.		22 ± 1 % (10 sem.)		
			12 ± 1 % (20 sem.)		
Loam sableux de White City (caractéristiques physiques n.i.).	0,75 $kg \cdot ha^{-1}$ mai 1977 (concentré émulsifiable 399,1 $kg \cdot m^{-3}$).		31 ± 4 % (10 sem.)		
			9 ± 2 % (20 sem.)		
	Comme ci-dessus, mais mélangée avec du trialate dans un rapport pondéral de 1:2.		26 ± 4 % (10 sem.)		
			12 ± 1 % (20 sem.)		
	0,75 $kg \cdot ha^{-1}$ mai 1978 (concentré émulsifiable 399,1 $kg \cdot m^{-3}$).		28 ± 0 % (10 sem.)		
			20 ± 1 % (20 sem.)		
	Comme ci-dessus, mais mélangée avec du trialate dans un rapport pondéral de 1:2.		37 ± 2 % (10 sem.)		
			21 ± 3 % (20 sem.)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Nashville, Tenn. : loam d'Egam (1,41 % M.O., pH 6,15, pente de 1,5 % et perméabilité de modérée à bonne, mélange de sol à 9 % – poids du sol séché à l'air au moment de l'application de l'herbicide).	0,84 $kg \cdot ha^{-1}$ ($479,3\ kg \cdot m^{-3}$) concentré émulsifiable	0–30,5 cm	0,077 (28 juin)	L'herbicide a été incorporé à une profondeur de 9,8 cm juste après son application, et la plantation de soja le 20 juin. La saison de croissance a été plus humide qu'à l'habitude, bien qu'en août et en septembre, les pluies aient été inférieures à la normale. Jusqu'en août, les températures quotidiennes ont été légèrement inférieures à la normale, mais plus tard dans la saison, elles ont été de 3 °F à 6 °F supérieures à la normale. On a décrit la dispersion par une cinétique d'ordre 1 avec une demi-vie calculée de 35,8 j, bien que cette valeur ne soit pas étayée par les données brutes. Avec une dose appliquée de 1,68 kg ia-ha^{-1}, 29,1 % de la concentration persistait après 9 j, et 2,0 % après 21 sem. (d'après la concentration théorique au temps 0, c.-à-d. 0,46 $mg \cdot kg^{-1}$).	Dueja, Akesuri et Holmes, 1980
			0,037 (14 juillet)		
			0,008 (28 août)		
			0,007 (28 septembre)		
			0,002 (17 novembre)		
	1,27 $kg \cdot ha^{-1}$ (19 juin)		0,109 (28 juin)		
			0,037 (14 juillet)		
			0,033 (28 août)		
			0,011 (28 septembre)		
			0,004 (17 novembre)		
	1,68 $kg \cdot ha^{-1}$ (19 juin)		0,134 (28 juin)		
			0,02 (14 juillet)		
			0,027 (28 août)		
			0,026 (28 septembre)		
			0,009 (17 novembre)		
Argile de Benson (1,69 % M.O., pH 6,0, pente de 0 % avec drainage entravé, humidité du sol de 15 % au moment de l'application).	0,12 $kg \cdot ha^{-1}$ (19 juin)	0–30,5 cm	0,065 (28 juin)	La demi-vie de 25,7 j indiquée n'était pas étayée par les données brutes. Avec une dose appliquée de 1,68 kg ia-ha^{-1}, il restait 18,3 % de résidus après 9 j, et 0,5 % après 21 sem. (d'après la concentration théorique au temps 0, c.-à-d., 0,42 $mg \cdot kg^{-1}$). La persistance était à peu près la même dans chaque type de sol, bien que le sol argileux ait été traité à des doses d'herbicide plus élevées.	
			0,045 (14 juillet)		
			0,004 (28 août)		
			0,003 (28 septembre)		
			0 (17 novembre)		

Tableau C-I. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
	1,68 kg·ha^{-1} (19 juin)		0,077 (28 juin)		
			0,020 (14 juillet)		
			0,009 (28 août)		
			0,013 (28 septembre)		
			0,002 (17 novembre)		
	2,24 kg ia·ha^{-1} (19 juin)		0,188 (28 juin)		
			0,042 (14 juillet)		
			0,039 (28 août)		
			0,008 (28 septembre)		
			0,003 (17 novembre)		
Nashville, Tenn. : loam d'Egam (mêmes parcelles que ci-dessus, mais les caractéristiques physiques n'ont pas été indiquées).	0,84 kg ia·ha^{-1} 479,3 kg·m^{-3} concentré émulsifiable (11 juin)		0,272 (11 juin)	L'herbicide a été incorporé à une profondeur de 9,8 cm immédiatement après l'application, et le soja a été planté le 14 juin. La saison de croissance a été plus humide que la normale et les températures quotidiennes moyennes ont été inférieures à la normale. On a décrit la dégradation par une cinétique d'ordre 1 avec une demi-vie de 27,1 j, bien que cette valeur ne soit pas étayée par les données brutes.	Dureja, Akanuri et Holmes, 1980
			0,092 (12 juillet)		
			0,014 (23 août)		
			0,007 (15 octobre)		
	1,27 kg·ha^{-1} (11 juin)		0,337 (11 juin)		
			0,123 (10 juillet)		
			0,045 (23 août)	Avec une dose appliquée de 1,68 kg·ha^{-1}, il restait 29,3 % de résidus après 31 j, et 2,9 % après 18 sem. (d'après la concentration réelle au temps 0, c.-à-d. le 11 juin).	
			0,019 (15 octobre)		
	1,68 kg·ha^{-1} (11 juin)		0,614 (11 juin)		
			0,180 (12 juillet)		
			0,049 (23 août)		
			0,018 (15 octobre)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Argile de Bennon (comme pour le loam d'Egan).	1,12 kg·ha^{-1} (11 juin)		0,459 (11 juin) 0,102 (12 juillet) 0,027 (23 août) 0,009 (15 octobre)	La demi-vie de 27,0 j n'était pas étayée par les données brutes. Pour une dose appliquée de 1,68 kg·ha^{-1}, il restait 23,4 % de résidus après 31 j et 2,0 % après 18 sem. (d'après la concentration réelle au temps 0, c.-à-d. le 11 juin).	
	1,68 kg·ha^{-1} (11 juin)		0,602 (11 juin) 0,141 (12 juillet) 0,031 (23 août) 0,012 (15 octobre)	Les températures en 1978 ont été plus chaudes, et pendant les 2 premiers mois de l'étude (juin/juillet), les pluies (31,75 cm) ont été plus fortes que pendant l'étude de 1980 (22,1 cm). On a estimé que ces facteurs climatiques ont contribué aux concentrations résiduaires plus élevées enregistrées en 1980.	
	2,24 kg·ha^{-1} (11 juin)		0,914 (11 juin) 0,176 (12 juillet) 0,044 (23 août) 0,017 (15 octobre)		
Beeblend, Tex. : argile limoneuse de Pelleaux (1,6 % M.O.).	n.i. (printemps)	0–30,5 cm (sur les plates-bandes) 0–15,2 cm (dans les sillons)	36 % (6 sem.) 14 % (3 mois)		Ass, Mathers et Weiss, 1969
Shafter, Calif. : loam de Panoche (<1 % M.O.).	1,7 kg·ha^{-1} (chaque année pendant 6 ans, durant la dernière semaine de juin ou la première de juillet)	0–30 cm (moyenne de 2 couches superficielles successives de 15 cm)	0,06 (année 1 lors de la récolte) 0,10 (année 4 lors de la récolte) 0,105 (année 5 lors de la récolte) 0,075 (année 6 lors de la récolte)	Chaque année de l'étude, les plants de coton ont été déchiquetés et réintégrés dans le sol par scarifiage. Épandue directement à la base des plants de coton après la récolte et incorporée le même jour sous l'effet de 2 passages d'un cultivateur sur roues.	Müller et coll., 1978

Tableau C-L. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			-0,03 (1 an après la 1re applic.) -0,015 (1 an après la 2e applic.) -0,01 (1 an après la 3e applic.) -0,07 (1 an après la 4e applic.) -0,045 (1 an après la 5e applic.) -0,02 (1 an après la 6e applic.)	2 irrigations des sillons par année (la première quelques jours après l'application). Analyse chimique lors de la récolte du coton. Entre 30 et 120 cm de profondeur, pas de résidus détectables [seuil de détection d'environ 0,02 $mg \cdot kg^{-1}$ pour l'année 4 pour chaque tranche de 15 cm de profondeur au-delà de 30 cm et pour l'année 1 durant laquelle il n'y a pas eu d'analyses au-delà de 30 cm (c.-à-d. d'analyses lors de la récolte)].	
	0,8 $kg \cdot ha^{-1}$		-0,015 (1 an après la 3e applic.) -0,015 (1 an après la 4e applic.) -0,045 (1 an après la 5e applic.) -non détectable (1 an après la 6e applic.)	Récolte environ 6 mois après l'application. Pour des doses de 0,8 $kg \cdot ha^{-1}$, les échantillons n'ont pas été prélevés pendant 1 an après la 1re et la 2e applications.	
Nashville, Tenn. : loam limoneux d'Etowah (1,79 % M.O., pH 6,4, capacité au champ de 64 %).		15 cm (utilisé pour une étude en lab.)		L'étude en lab. (les sols dont les propriétés sont indiquées ont été prélevés, séchés, broyés, filtrés sur tamis et «dopés» à l'herbicide); on a fait incuber 40 g dans des contenants en mousse de styrène et on a réhumecté tous les 24 h. En laboratoire, on a maintenu l'humidité des sols à 50 % et 100 % de la capacité au champ. Les valeurs résiduaires suivies de la même lettre pour un même intervalle de temps ne diffèrent pas considérablement au seuil de 1 % selon le test de comparaisons multiples de Duncan.	Dueja, 1982
pH 5,3, humidité du sol de 50 % 22,8 °C	0,5 $mg \cdot kg^{-1}$	10 g pour tous les 40 g par répétition	87,3 % (7 j)		
35,0 °C			69,7 % (7 j)		
Humidité du sol de 100 % 35,0 °C			34,7 % (17 j)		
pH 6,4, humidité du sol de 50 % 22,8 °C			34,8 % (7 j)		
35,0 °C			25,5 % (17 j)		
Humidité du sol de 100 % 35,0 °C			80,0 % (7 j)		
pH 7,5, humidité du sol de 50 % 22,8 °C			57,6 % (7 j)		
			34,2 % (17 j)		
			34,2 % (7 j)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			20,0 % (17 j)		
			89,7 % (7 j)		
35,0 °C			74,3 % (7 j)		
			37,9 % (17 j)		
Humidité du sol de 100 % 35,0 °C			48,5 % (7 j)		
			30,3 % (17 j)		
Kentville, N.-É. : sable loameux de Berwick (4,2 % M.O., pH 5,2).	1,0 kg·ha^{-1} (26 nov. 1977)	0-10 cm (sous-éch. de 20 g)	0,42 (26 nov. 1977)	Incorporée à environ 10 cm juste après l'application de novembre.	Jensen et Kimball, 1980
			0,26 (16 avril 1978)		
			0,18 (16 mai 1978)	Après l'application de mai, toute la parcelle a été labourée et on a planté des pois. Pas de différence ($P = 0,5$ %) entre les sols en termes de pertes pendant l'hiver (c.-à-d. du 26 novembre 1977 au 16 avril 1978).	
			0,16 (20 juin 1978)		
			0,14 (29 août 1978)		
			0,12 (23 nov. 1978)		
	0,75 kg·ha^{-1} (16 mai 1978)		0,34 (16 mai 1978)	Ont rapporté que «la persistance relative de la forte humidité du sol suivant le dégel printanier a pu contribuer» aux pertes hivernales mesurées. Demi-vie de 126 jours suivant l'application printanière sur du sable loameux de Berwick.	
			0,24 (20 juin 1978)		
			0,19 (20 juillet 1978)		
			0,20 (29 août 1978)		
			0,15 (23 nov. 1978)		
Sable loameux de Somerset (1,3 % M.O., pH 5,3).	1,0 kg·ha^{-1} (26 novembre 1977)		0,36 (26 nov. 1977)		
			0,22 (16 avril 1978)		
			0,23 (16 mai 1978)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			0,17 (20 juin 1978)		
			0,17 (29 août 1978)		
			0,17 (23 nov. 1978)		
	0,75 kg·ha^{-1} (16 mai 1978)		0,38 (16 mai 1978)	Pendant l'essai d'une durée de 190 j, la concentration d'herbicide n'a pas diminué de moitié dans le sable loameux de Somerset, malgré sa faible teneur en matières organiques par rapport au sable loameux de Berwick.	
			0,40 (20 juin 1978)		
			0,30 (20 juillet 1978)		
			0,32 (29 août 1978)		
			0,28 (23 nov. 1978)		
Buckland, Tex. : sable (1,3 % M.O., pH 5,3).	0,8 kg·ha^{-1} (mai 1981 – inc. en prépluviation)	0-7,5 cm	0,15 (1er août 1981)	Herbicide pulvérisé et incorporé environ 2 sem. avant la plantation de soja à la fin mai (incorporation en prépluviation). Pulvérisation lors du dernier travail de la terre.	Warner, Winter et Weise, 1987
			0,04 (15 oct. 1981)		
			0,08 (18 févr. 1982)		
	0,8 kg·ha^{-1} (mi-juillet, dernier travail du sol)		0,22 (1er août 1981)	Pulvérisation sur du soja et incorporation comme ci-dessus à la mi-juillet.	
			0,10 (15 oct. 1981)	Irrigation de prépluviation, pluies et 4 irrigations supplémentaires durant l'été (total de 50 cm d'eau d'irrigation à chaque année).	
			0,06 (18 févr. 1982)		
	0,8 kg·ha^{-1} (mai 1982 - inc. en prépluviation)		0,36 (20 août 1982)	Expérience répétée l'année suivante (c.-à-d. mai 1981 et mai 1982); précipitations de 24,6 cm durant la 2e semaine d'août 1981, peu de temps après l'irrigation, ont provoqué l'inondation des lignes,de bordure pendant 3 jours (conditions anaérobies ont probablement favorisé la dégradation rapide de l'herbicide). La diminution des concentrations résiduaires n'a pas été aussi forte durant l'essai de 1982, alors qu'il n'y a pas eu d'inondation.	
			0,22 (15 oct. 1982)		
			0,14 (15 mars 1983)		
	0,8 kg·ha^{-1} (mi-juillet, dernier travail du sol)		0,40 (20 août 1982)		
			0,36 (15 oct. 1982)		
			0,32 (15 mars 1983)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduelles (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Woodslee, Ontario : loam argileux de Brookston (3,6 % M.O., pH 6,6).	1,0 kg ia·ha^{-1} 23 mai 1979	0–10 cm	50 % (116–173 j)	Appliquée avec de la métribuzine (0,5 kg ia·ha^{-1}) et incorporée en pépinière (prof. de 10 cm) (avec un disque, dans 2 directions) au soja; taux de perte du premier ordre calculé comme étant : 1/2 (demi-vie en jours) = ln 2/K; k (coefficient de régression) = 0,005 ± 0,001 et R^2 (coefficient de détermination) = 0,70 pour le loam argileux de Brookston, 1979; k = 0,005 ± 0,003 et R^2 = 0,39 pour 1980.	Geyssr, 1985
	21 juin 1980		35 % (110 j)		
Loam sableux de Fox, loam argileux de Brookston (3,6 % M.O., pH 6,6).	2,0 kg ia·ha^{-1} (17 avril 1980)	0–10 cm	50 % (63-77 j)	Appliquée avec de la métribuzine (0,75 kg ia·ha^{-1}) et incorporée à une prof. de 10 cm avec un disque, dans 2 directions; k = 0,010 ± 0,001 et R^2 = 0,92;	
		10–20 cm	50 % (69-116 j)	k = 0,008 ± 0,002 et R^2 = 0,78.	
		Pleine profondeur	35 % (90 j)	Les profondeurs ont été échantillonnées, mais les données classées pour chaque profondeur n'étaient pas conçues expressément à cette fin; les correspondances résidus-profondeur pour la dose de 2,0 kg ia·ha^{-1} sont donc supposées. Geyssr (1985) a tenté d'évaluer la rémanence dans des sols du sud-ouest de l'Ontario, en comparaison avec ceux des Prairies et des Maritimes (les températures moyennes sont 2 °C-4 °C plus élevées dans le sud-ouest de l'Ontario et cette région reçoit 59 % plus de précipitations que le sud de la Saskatchewan mais 21 %-25 % de moins que les Maritimes), mais il suggère que le type de sol n'a pas d'incidence sur la rémanence dans ce cas (les données n'appuient pas sa conclusion) et qu'elle pourrait être reliée à la faible teneur en matières organiques (moins de 4 %).	

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires ($mg \cdot kg^{-1}$, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Regina, Sask. : argile lourde de Regina (propriétés physiques n.i.).	1 $kg \cdot ha^{-1}$ 4 mai 1977	0–5 cm	16 % (10 sem.)	Herbicide incorporé à une profondeur de 5 cm avec une petite fourche. On a trouvé moins de 2 % de l'herbicide appliqué à une profondeur de 5 à 10 cm. Plus de 64 % de perte dans les 10 premières semaines.	Hayden et Smith, 1980
			9 % (20 sem.)		
			6 % (52 sem.)		
	4 mai 1978		27 % (10 sem.)	Pertes hivernales minimes. Disparition plus lente des sols en 1979 attribuée à une application plus tardive et à des conditions plus sèches (précipitations de 10,8 cm comparativement à 25,4 cm et 27,8 cm en 1977 et en 1978, respectivement, entre le moment de l'application et l'engel), ce qui diminuerait la volatilisation (serait le plus important mécanisme de dispersion).	
			16 % (20 sem.)		
			10 % (55 sem.)		
	31 mai 1979		36 % (10 sem.)		
			29 % (20 sem.)		
			20 % (48 sem.)		
Loam sableux de White City (propriétés physiques n.i.).	4 mai 1977		20 % (10 sem.)		
			7 % (20 sem.)		
			7 % (52 sem.)		
	4 mai 1978		34 % (10 sem.)		
			19 % (20 sem.)		
			13 % (55 sem.)		
	31 mai 1979		30 % (10 sem.)		
			25 % (20 sem.)		
			15 % (48 sem.)		
Manitoba (propriétés physiques n.i.).	n.i. (application en mai)	n.i.	17 %–26 % (50 sem.)	Article de synthèse	Smith, 1983
Saskatchewan (propriétés physiques n.i.).	n.i. (application au printemps)	n.i.	8 %–33 % (après octobre)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ca)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
	n.i. (application en automne)	n.i.	17 %–71 % (au printemps suivant)		
Nouvelle-Écosse (propriétés physiques n.i.).	n.i. (application en mai)		44 %–74 % (28 sem.)		
	n.i. (application en automne)		60 % (printemps suivant)		
Regina, Sask. : argile lourde de Regina (4,2 % M.O., pH 7,3, capacité au champ 40 %).	1,1 kg·ha^{-1} (mai 1972, 1973 et 1974)	0–5 cm	12 % ± 4 %, 8 % ± 2 % et 11 % ± 3 % (moyenne 10 % ± 2 %), après 5 mois	Incorporation à une profondeur de 5 cm par travail pendant 2 min à la petite fourche.	Smith et Hayden, 1976
	Mai 1972, 1973		16 % ± 5 % et 5 % ± 0 %, après 12 mois	<2 % de l'herbicide appliqué a été récupéré à une prof. de 5 à 10 cm du sol.	
	Mai 1972, 1973		3 % ± 0 % et 3 % ± 0 %, après 17 mois		
Jansenville, Sask. : loam sableux d'Augenib (3,2 % M.O., pH 6,7, capacité au champ 12 %).	1,1 kg·ha^{-1} (mai 1972, 1973 et 1974)		14 % ± 1 %, 14 % ± 6 % et 11 % ± 4 % (moyenne 13 % ± 2 %), après 5 mois	Incorporation à une profondeur de 5 cm par travail pendant 2 min à la petite fourche.	
	Mai 1972, 1973		17 % ± 4 % et 9 % ± 3 %, après 12 mois	<2 % de l'herbicide appliqué a été récupéré à une prof. de 5 à 10 cm du sol.	
			7 % ± 2 % et 2 % ± 0 %, après 17 mois		
Meilfort, Sask. : loam limoneux de Meilfort (11,7 % M.O., pH 6,2, capacité au champ 35 %).	1,1 kg·ha^{-1}		31 % ± 7 %, 24 % ± 6 % et 15 % ± 4 % (moyenne 23 % ± 8 %), après 5 mois	Incorporée à une profondeur de 5 cm par travail pendant 2 min à la petite fourche.	
			35 % ± 3 % et 19 % ± 3 %, après 17 mois	<2 % de l'herbicide appliqué a été récupéré à une prof. de 5 à 10 cm du sol.	
			16 % ± 3 % et 14 % ± 2 %, après 17 mois		

Tableau C-4. (suite)

Emplacement/type de sol (% matière organique; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeur de sol mesurée	Concentrations résiduelles (mg·kg^{-1}; sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Saskatchewan : loam sableux (conditions du sol n.s.).	0,75 kg·ha^{-1}	0-5 cm		Incorporation à une profondeur de 5 cm avec une petite fourche. On a laissé les parcelles en jachère et on les a désherbées à la main. Pas de concentrations résiduelles trouvées sous une prof. de 5 cm. L'ajout de chlo-rambétose n'a pas eu d'effet important sur les pertes de trifluraline.	Smith et Hayden, 1982a
	2e sem. mai 1979		33 % ± 3 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1980		39 % ± 4 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1981		15 % ± 2 % (22 sem.)		
	0,75 kg·ha^{-1} + 2,0 kg·ha^{-1} de chlorambétose				
	2e sem. mai 1979		25 % ± 2 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1980		40 % ± 2 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1981		13 % ± 2 % (22 sem.)		
Argile limoneuse (conditions du sol n.s.).	0,75 kg·ha^{-1}				
	2e sem. mai 1979		40 % ± 4 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1980		53 % ± 3 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1981		16 % ± 11 % (22 sem.)		
	0,75 kg·ha^{-1} + 2,0 kg·ha^{-1} de chlorambétose				
	2e sem. mai 1979		47 % ± 3 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1980		45 % ± 6 % (22 sem.)		
	2e sem. mai 1981		15 % ± 3 % (22 sem.)		
Somerville, Mass. : loam limoneux de Bonkert (propriétés physiques n.s.).	0,84 kg·ha^{-1}	Pleine prof. (10 cm)	0,10 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 1,3 cm)	Boîtes d'un demi-gallon remplies de 2000 g de sol; le sol à une prof. appropriée a été sécurisé et bien mélangé avec de la trifluraline afin d'obtenir une dose de 0,84 kg·ha^{-1}. On a planté des coton et du haricot pendant 3 sem.; on a éliminé et on a planté de l'avoine. Croissance dans une serre.	Savage et Rasmussen, 1969
		Pleine prof. (10 cm)	0,16 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 3,8 cm)		
		Pleine prof. (10 cm)	0,22 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 7,6 cm)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matières organiques; pH; teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduaires (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
Humidité maintenue à la capacité au champ (n.s.).	1,12 kg·ha^{-1}	Pleine prof. (10 cm)	0,19 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 1,3 cm)	Comme ci-dessus, mais sans croissance de végétaux.	
		Pleine prof. (10 cm)	0,25 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 3,8 cm)		
		Pleine prof. (10 cm)	0,30 après 8 sem. (incorporation à une prof. de 7,6 cm)		
Comme ci-dessus, mais les conditions du sol n'étaient pas indiquées.	0,84 kg·ha^{-1} 12 mai 1967		28 juillet 1967 (après 12 sem.)	L'herbicide a été appliqué dans un champ sur une bande de 51 cm, sur le dessus de rangées préformées. Traitement par incorporation avec application en surface; herbicide incorporé à une prof. de 2,5–5 cm au moyen d'une tondeuse double modifiée, et incorporé à une prof. de 7,6–10 cm au moyen d'un motoculteur.	
		0–10 cm	0,015 (application en surface)		
		0–10 cm	0,18 (incorporation à une prof. de 2,5 à 5 cm)		
		0–10 cm	0,305 (incorporation à une prof. de 7,6 à 10 cm)		
			22 janvier 1968 (après 40 sem.)		
		0–10 cm	0,015 (application en surface)		
		0–10 cm	0,055 (incorporation à une prof. de 2,5 à 5 cm)		
		0–10 cm	0,020 (incorporation à une prof. de 7,6 à 10 cm)		
	4,48 kg·ha^{-1} 12 mai 1967		28 juillet 1967 (après 12 sem.)		
		0–10 cm	0,09 (application en surface)		
		0–10 cm	0,735 (incorporation à une prof. de 2,5 à 5 cm)		
		0–10 cm	1,03 (incorporation à une prof. de 7,6 à 10 cm)		

Tableau C-1. (suite)

Emplacement/type de sol (% matière organique, pH, teneur en humidité)	Dose (% ia)	Profondeurs de sol mesurées	Concentrations résiduelles (mg·kg^{-1}, sauf indication contraire)	Résultats et observations	Référence
			19 décembre 1967 (après 36 sem.)		
		0–10 cm	0,02 (application en surface)		
		0–10 cm	0,22 (incorporation à une prof. de 2,5 à 5 cm)		
		0–10 cm	0,615 (incorporation à une prof. de 7,6 à 10 cm)		
Regina, Saskatchewan : argile limoneuse (propriétés physiques n.i.).	1,25 kg·ha^{-1} 1re semaine de sept.	0–5 cm	37 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 5 ans)	Incorporation à une profondeur de 5 cm avec une petite fourche. Sauf pour une année d'application, toutes les données des autres années ne diffèrent pas beaucoup au seuil de 1 % (test de comparaisons multiples de Duncan), qu'il s'agisse de types de sols différents ou d'applications à des mois différents. Cela suggère que la différence entre les valeurs moyennes est aussi relativement faible. Moins de 2 % de l'herbicide appliqué a été détecté à des profondeurs de 5-10 cm.	Smith et Hayden, 1982b
	1re semaine d'oct.	0–5 cm	38,6 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 5 ans)		
	1re semaine de nov.	0–5 cm	38,6 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 5 ans)		
Loam sableux (propriétés physiques n.i.)	1re semaine de sept.	0–5 cm	31,2 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 6 ans)		
	1re semaine d'oct.	0–5 cm	33,3 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 6 ans)		
	1re semaine de nov.	0–5 cm	34,3 % dans la 2e semaine du mois de mai suivant (moyenne pour 6 ans)		
Haifa, Israël : sol de Nesve Ya'ar (2,5 % M.O., 50 % de capacité au champ, pH n.i.).	4,0 mg·kg	n.i.	2,4 mg·kg^{-1} (10 °C)	Sol tamisé, mélangé avec de la trifluraline, et 1 kg du mélange placé dans un sac double en polyéthylène. Incubation à la noirceur à 10 °C, 20 °C, 30 °C et 40 °C. L'eau perdue par évaporation a été remplacée afin de maintenir le niveau initial d'humidité. Incubation pendant 2 mois.	Harrowitz, Hulin et Blumenfeld, 1974
	4,0 mg·kg	n.i.	1,6 mg·kg^{-1} (20 °C)		
	4,0 mg·kg	n.i.	0,8 mg·kg^{-1} (30 °C)		
	4,0 mg·kg	n.i.	0,5 mg·kg^{-1} (40 °C)		
	8,0 mg·kg	n.i.	6,4 mg·kg^{-1} (10 °C)		
	8,0 mg·kg	n.i.	3,5 mg·kg^{-1} (20 °C)		
	8,0 mg·kg	n.i.	1,2 mg·kg^{-1} (30 °C)		
	8,0 mg·kg	n.i.	0,8 mg·kg^{-1} (40 °C)		

Annexe D

Facteurs de bioconcentration observés ou calculés pour la trifluraline dans le biote aquatique

Tableau D-1. Facteurs de bioconcentration observés ou calculés pour la trifluraline dans le biote aquatique

Espèces testées	Milieu d'exposition (statique, circulation)	Formulation (% ia)	FBC	Durée du traitement	Observations	Référence
Poisson (*Gambusia affinis*)	Exposition statique dans une eau contenant 0,2-0,9 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 000 3 140 750 5 750 2 630	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j	Études dans un microcosme statique avec de la trifluraline marquée au ^{14}C et introduite sur un sol auquel elle était adsorbée. Les microcosmes à circulation continue ont reçu de la trifluraline dissoute dans l'eau avec acétone comme solvant. Les FBC ont été calculés d'après les rapports de ^{14}C dans l'eau et les tissus. On n'a pas différencié les métabolites.	Yoshida, Isensee et Walker, 1980
	Exposition statique dans une eau contenant 3,6-9,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	320 1 080 360 500 300	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Exposition statique dans une eau contenant 30,9-160,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	690 1 150 350 80 70	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 0,1-0,8 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	11 000 3 030 6 000 1 800 3 250	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 0,5-2,6 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	2 200 2 670 5 710 2 080 5 080	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 9,3-29,8 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 190 1 910 3 960 4 050 3 810	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		

FBC = concentration dans les organismes ou les transformations dans le milieu (eau ou courbure).
s.i. = valeur non indiquée

Tableau D-1. (suite)

Espèce/classe	Milieu d'exposition (statique, circulation)	Formulation (% ia)	FBC	Durée du traitement	Observations	Référence
Escargot (*Helisoma* sp.)	Exposition statique dans une eau contenant 0,2–0,9 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 000 140	1 j 3 j	Études dans un microcosme statique avec de la trifluraline marquée au ^{14}C et introduite sur un sol auquel elle était adsorbée. Les microcosmes à circulation continue ont reçu de la trifluraline diluée dans l'eau avec acétone comme solvant. Les FBC ont été calculés d'après les rapports de ^{14}C dans l'eau et les tissus. On n'a pas différencié les métabolites.	
	Exposition statique dans une eau contenant 3,6–9,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	130 200 40 10	1 j 3 j 15 j 30 j		
	Exposition statique dans une eau contenant 30,9–160,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	130 140 40 20 20	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec une concentration de 0,1–0,8 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	2 000 500 1 000 600 130	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec une concentration de 9,3–28,8 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	270 1 110 1 590 1 090 870	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
Chlorophycée filamenteuse (*Hydrogyrosa cordiformis*)	Exposition statique dans une eau contenant 0,2–0,9 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 000 250 250	1 j 3 j 15 j	Études dans un microcosme statique avec de la trifluraline marquée au ^{14}C et introduite sur un sol auquel elle était adsorbée. Les microcosmes à circulation continue ont reçu de la trifluraline diluée dans l'eau avec acétone comme solvant. Les FBC ont été calculés d'après les rapports de ^{14}C dans l'eau et les tissus. On n'a pas différencié les métabolites.	
	Exposition statique dans une eau contenant 3,6–9,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	500 260 260 210 250	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Exposition statique dans une eau contenant 30,9–160,1 µg·L⁻¹, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 030 160 280 210 220	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		

Tableau D-1. (suite)

Espèce/classe	Milieu d'exposition (statique, circulation)	Formulation (% ia)	FBC	Durée du traitement	Observations	Référence
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 0,1–0,8 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	4 500 20 000 2 600 1 680	3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 0,5–2,6 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 800 1 560 23 640 4 270 1 240	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Milieu à circulation continue avec eau contenant 9,3–30,8 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	280 2 560 4 630 3 770 4 730	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
Daphnie (*Daphnia magna*)	Exposition statique dans une eau contenant 0,2–0,9 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	1 000 140 1 250 110	1 j 3 j 7 j 30 j	Etudes dans un microcosme statique avec de la trifluraline marquée au ^{14}C et introduite sur un sol où elle était adsorbée. Les FBC ont été calculés d'après les rapports de ^{14}C dans l'eau et les tissus. On n'a pas différencié les métabolites.	
	Exposition statique dans une eau contenant 3,4–9,1 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	360 1 080 280 30 40	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
	Exposition statique dans une eau contenant 36,9–160,1 µg·L^{-1}, pendant 30 j.	Trifluraline (>97 %)	530 630 250 40 30	1 j 3 j 7 j 15 j 30 j		
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Exposition statique dans une eau contenant 20 µg·L^{-1}, pendant 40 h.	Qualité réactif (n.i.)	2 361	40 h		Spacie et Hamelink, 1979
Poissons (diverses espèces)	Eau de rivière (concentration de 0,0010 mg·L^{-1}).	n.i.	1 800–6 000	n.i.	On a indiqué que la trifluraline avait été accumulée par absorption directe à partir de l'eau; les concentrations résiduaires dans les poissons étaient proportionnelles aux concentrations dans l'eau de la rivière.	Thurston-Richards et Williamson, 1987

Tableau D-1. (suite)

Espèce/taxon	Milieu d'exposition (statique, circulation)	Formulation (% m)	FBC	Durée du traitement	Observations	Référence
Poissons	Eau (concentration de 1,8 x 10[illegible] mg·L⁻¹)	n.i.	7 200	n.i.	La concentration dans l'eau comprend la trifluraline et les métabolites.	Williamson, 1984
Escargots	Eau (concentration de 1,8 x 10[illegible] mg·L⁻¹)	n.i.	157 000	n.i.	La concentration dans l'eau comprend la trifluraline et les métabolites.	
Algues (*Oedogonium cardiacum*)	Microcosmes aqua. Statique	n.i.	276	33 j	Les microcosmes aquatiques de 4 L contenaient de la trifluraline marquée au ^{14}C et adsorbée sur un sol. Des daphnies, des escargots, des algues et de la «vieille eau d'aquarium» ajoutés au début. Après 30 j, on a enlevé les daphnies et on a ajouté deux poissons. Tous les organismes ont été recueillis 3 j plus tard.	Kearney, Isensee et Kontson, 1977
Escargots (*Helisoma* sp.)	Microcosmes aqua. Statique	n.i.	400	33 j	Les microcosmes aquatiques de 4 L contenaient de la trifluraline marquée au ^{14}C et adsorbée sur un sol. Des daphnies, des escargots, des algues et de la «vieille eau d'aquarium» ajoutés au début. Après 30 j, on a enlevé les daphnies et on a ajouté deux poissons. Tous les organismes ont été recueillis 3 j plus tard.	
Cladocères (*Daphnia magna*)	Microcosmes aqua. Statique	n.i.	92	30 j	Les microcosmes aquatiques de 4 L contenaient de la trifluraline marquée au ^{14}C et adsorbée sur un sol. Des daphnies, des escargots, des algues et de la «vieille eau d'aquarium» ajoutés au début. Après 30 j, on a enlevé les daphnies et on a ajouté deux poissons. Tous les organismes ont été recueillis 3 j plus tard.	
Gambusie (*Gambusia affinis*)	Microcosmes aqua. Statique	n.i.	33	3 j	Les microcosmes aquatiques de 4 L contenaient de la trifluraline marquée au ^{14}C et adsorbée sur un sol. Des daphnies, des escargots, des algues et de la «vieille eau d'aquarium» ajoutés au début. Après 30 j, on a enlevé les daphnies et on a ajouté deux poissons. Tous les organismes ont été recueillis 3 j plus tard.	

Tableau D-I. (suite)

Espèce/Souche	Milieu d'exposition (statique, circulation)	Formulation (% ia)	FBC	Durée de traitement	Observations	Référence
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (embryons-éleuthères)	Circulation continue avec eau contenant 5,1 µg·L^{-1} (concentration moyenne).	Qualité technique (99)	861	625 j		Macek et coll., 1976
	Circulation continue avec eau contenant 1,9 µg·L^{-1} (concentration moyenne).	Qualité technique (99)	1 333	625 j		
	Circulation continue avec eau contenant 1,5 µg·L^{-1} (concentration moyenne).	Qualité technique (99)	889	625 j		

Annexe E

Toxicité aiguë de la trifluraline pour les organismes aquatiques

Tableau 8.4. Toxicité aiguë de la trifluraline pour les organismes aquatiques

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg CaCO3 L⁻¹)	Formulation (% m)	CL50/CE50 (mg/L) 24 h	48 h	96 h	Référence
							(intervalle de confiance)		
(continué)									
[illegible]	S, St	2,0	7,4	40	Technique (95,9)	560 (471-666)	330 (261-387)		Mayer et Ellersieck, 1986
	S, St	7,0	7,4	40	Technique (95,9)	250 (218-287)	120 (98-147)		
	S, St	12,0	7,4	40	Technique (95,9)	167 (149-188)	92		
	S, St	18,0	7,4	40	Technique (95,9)	100 (79-127)	<14		
	S, St	12,0	7,4	40	Conc. émul. (48)	13,5 (11,3-16,2)	10 (7,2-14)		
	S, St	12,0	7,4	44	Conc. émul. (48)	210 (161-273)	76 (52-111)		
	S, St	12,0	7,4	44	Conc. émul. (48)	120 (85-167,3)			
	S, St	12,0	7,4	44	Conc. émul. (48)	133 (92,3-190,8)	98 (71,5-136,1)		
	S, St	12,0	7,4	44	Conc. émul. (48)	98 (66-144)	28 (18-42)		
	S, St	12,0	7,4	44	Conc. émul. (48)	96 (67-136)	50 (36-70)		
	S, St	12,0	7,6	44	Conc. émul. (48)	78 (51-118)	41 (26-62)		
	S, St	12,0	7,4	320	Conc. émul. (48)	92 (63-136)	42 (28-66)		
	S, St	12,0	7,3	44	Conc. émul. (48)	86 (59-126)	42 (27-65)		

Nota : [illegible]

C = [illegible]
St = [illegible]
S = [illegible]
n.i. = [illegible]
Σ = [illegible]

Tableau E-4. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3$ L^{-1})	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
						(intervalle de confiance)			
	S, M	12,0	6,5	44	Conc. émul. (46)	56 (38-83)	33 (24-46)		
	S, M	12,0	6,5	44	Conc. émul. (46)	43 (25-73)	25 (15-41)		
	S, M	7,0	7,4	44	Conc. émul. (46)		100 (58-172)		
	S, M	12,0	7,4	44	Conc. émul. (46)		60 (37-98)		
	S, M	17,0	7,4	44	Conc. émul. (46)		22 (16-30)		
	S, M	12,0	7,4	42	Conc. émul. (46)	53 (39-72)	51 (36-73)		
(à peu près 1 an)	S, M	12,0	7,4	44	Conc. émul. (46)	130 (96-180)	86 (61-120)		
(alevin émergeant)	S, M	12,0	7,4	44	Conc. émul. (46)	>1000	83 (53-130)		
	S, M	12,0	7,4	40	Conc. émul. (46)	>1000	140 (80-240)		
	S, M	12,0	7,4	40	Conc. émul. (46)	370 (270-510)	170 (108-260)		
	S, M	12,0	7,4	40	Conc. émul. (46)	430 (310-590)	160 (96-270)		
(alevin vésiculé)	S, M	12,0	7,4	44	Conc. émul. (46)	>1000	1600 (1200-2100)		
Carassius auratus (cyprin doré)	S, M	18,0	7,4	44	Conc. émul. (46)	700 (459-1068)	145 (108-195)		Mayer et Ellersieck, 1986
Pimephales promelas (tête-de-boule)	S, M	18,0	7,4	44	Technique (95,9)	330 (268-434)	160 (116-220)		Mayer et Ellersieck, 1986
	S, M	18,0	7,4	44	Technique (95,9)	205 (167-251)	124 (95-162)		

Tableau E-1. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$)	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
	S, M	18,0	7,4	44	Technique (95,9)	140 (121–162)	105 (83–134)		
Ictalurus punctatus (Barbue de rivière)	S, M	10,0	7,4	40	Technique (95,9)	500 (426–589)			Mayer et Ellersieck, 1986
	S, M	18,0	7,4	40	Technique (95,9)	650 (436–969)	440 (361–536)		
	S, M	26,0	7,4	44	Technique (95,9)	480 (195–809)	210 (135–375)		
	S, M	22,0	7,4	40	Technique (95,9)	4400 (2666–7040)	2200 (1420–3410)		
(alevin émergeant)	S, M	22,0	7,4	40	Technique (95,9)		330 (213–511)		
(alevin vésiculé)	S, M	22,0	7,4	40	Technique (95,9)		640 (520–830)		
Lepomis macrochirus (crapet arlequin)	S, M	24	7,4	40	Technique (95,9)	22,5 (19,9–25,2)	18,5 (16,8–19,9)		Mayer et Ellersieck, 1986
	S, M	7	7,4	44	Technique (95,9)	1300 (1000–1700)	280 (240–330)		
	S, M	12	7,4	44	Technique (95,9)	530 (460–610)	210 (170–250)		
	S, M	18	7,4	40	Technique (95,9)	360 (300–430)	135 (120–160)		
	S, M	24	7,4	44	Technique (95,9)	120 (100–140)	47 (40–55)		
	S, M	29	7,4	44	Technique (95,9)	10 (8–13)	8,4 (6,5–11)		
	S, M	22	7,4	44	Technique (95,9)	77 (62,7–94,6)	60 (48,7–73,9)		
	S, M	22	7,4	44	Technique (95,9)	69 (56–87)	58 (47–70)		
	S, M	12,0	7,4	44	Technique (95,9)	>5600	400 (300–540)		

Tableau II-4. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3$ L^{-1})	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} (mg L^{-1}) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
	S, M	17,0	7,6	44	Technique (95,9)		240 (170–330)		
	S, M	22,0	7,6	44	Technique (95,9)	460 (340–630)	190 (130–280)		
	S, M	22,0	6,5	40	Technique (95,9)		100 (66–144)		
	S, M	22,0	7,5	40	Technique (95,9)		200 (160–309)		
	S, M	22,0	8,5	40	Technique (95,9)		120 (87–162)		
	S, M	22,0	7,5	40	Technique (95,9)	440 (295–561)	140 (85–206)		
	S, M	22,0	7,6	320	Technique (95,9)	400 (302–530)	70 (47–104)		
Micropterus salmoides (achigan à grande bouche)	S, M	10,0	7,6	272	Technique (95,9)	120 (92–157)		75 (65–87)	Mayer et Ellersieck, 1986
Stizostedion vitreum vitreum (doré)	S, M	10,0	7,6	44	Technique (95,9)	180 (125–260)			Mayer et Ellersieck, 1986
Bufo woodhousei fowleri (crapaud de Fowler) (têtard)	S, M	15,0	7,6	44	Technique (95,9)	200 (151–264)		115 (82–161)	Mayer et Ellersieck, 1986
	S, M	15,0	7,6	44	Technique (95,9)	180 (105–300)		120 (86–183)	
Gambusia affinis (gambusie)	S, N	23–25	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	28 (20–35)		12 (11–13)	Naqvi et Leung, 1983
Gambusia affinis (gambusie) (sensibles)	S, N	21	n.i.	n.i.	n.i.	2,00			Fabacher et Chambers, 1974
(résistantes)	S, N	21	n.i.	n.i.	n.i.	4,10			
Lepomis macrochirus (crapet arlequin)	S, N	21–23	n.i.	40	Treflan (40)			58,2 (11–13)	Parka et Worth, 1965

Tableau 8.4. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$)	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
Pimephales promelas (tête-de-boule)	S, N	21–23	n.i.	60	Treflan (40)			85,0–103,0	Parka et Worth, 1965
Carassius auratus (cyprin doré)	S, N	21–23	n.i.	60	Treflan (40)			585	Parka et Worth, 1965
Lepomis macrochirus (crapet arlequin)	S, N	24	n.i.	n.i.	n.i.		0,019		Cope, 1966
Salmo gairdneri (truite arc-en-ciel)	S, N	13	n.i.	n.i.	n.i.		0,011		Cope, 1966
Rasbora heteromorpha (poisson harlequin)	C, N	20	7,2	250	Treflan (40)	0,6			Alabaster, 1969
Ictalurus punctatus (barbue des rivières) (poisson d'un an)	S, N	20-21	8,2	22	Trifluraline (n.i.)			0,417 (0,380–0,467)	McCorkle, Chambers et Yarbrough, 1977
Lepomis macrochirus (crapet arlequin)	S, N	12,7	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)	540 (460–640)		190 (160–230)	Macek, Hutchinson et Cope, 1969
	S, N	18,3	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)	360 (300–430)		120 (100–140)	
	S, N	23	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)	130 (110–150)		47 (40–55)	
Salmo gairdneri (truite arc-en-ciel)	S, N	7,2	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)	239 (199–287)		152 (132–175)	Macek, Hutchinson et Cope, 1969
	S, N	12,7	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)	98 (85–113)		42 (38–46)	Macek, Hutchinson et Cope, 1969
	S, N	1,6	7,1	n.i.	Trifluraline (n.i.)			210 (170–275)	
Lepomis macrochirus (crapet arlequin)	n.i.	29,4	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	0,010	0,0084	0,0084	Cope, 1965
	n.i.	23,9	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	0,120	0,066	0,047	
	n.i.	18,3	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	0,360	0,200	0,135	

Tableau E-1. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3$ L^{-1})	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} (mg L^{-1}) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
	n.i.	12,8	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	0,530	0,380	0,210	
	n.i.	10,3	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)	1,300	0,590	0,280	
Salmo gairdneri (truite arc-en-ciel)	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	Trifluraline (n.i.)			0,014-0,210	Cope, 1965
INVERTÉBRÉS									
Daphnia magna (cladocère) (1er stade)	S, M	21,0	7,4	272	Technique (95,9)		560 (320-1000)		Mayer et Ellersieck, 1986
Daphnia pulex (cladocère) (1er stade)	S, M	15,0	7,4	44	Technique (95,9)		625 (449-870)		Mayer et Ellersieck, 1986
Simocephalus serrulatus (cladocère) (1er stade)	S, M	15,0	7,4	44	Technique (95,9)		900 (651-1243)		Mayer et Ellersieck, 1986
Asellus brevicaudus (isopode) (stade précoce)	S, M	15,0	7,4	272	Technique (95,9)	>1000		>1000	Mayer et Ellersieck, 1986
Gammarus fasciatus (amphipode) (immature)	S, M	15,0	7,4	44	Technique (95,9)	8700 (6200-12 200)		2200 (1400-3400)	Mayer et Ellersieck, 1986
Palaemonetes kadiakensis (crevette) (immature)	S, M	21,0	7,4	272	Technique (95,9)	210 (162-273)		37 (26-54)	Mayer et Ellersieck, 1986
Pteronarcys californica (perle) (2e année)	S, M	15,0	7,4	44	Technique (95,9)	13 000 (8400-20 000)		2800 (2100-3700)	Mayer et Ellersieck, 1986
Alonella sp. (cladocère)	S, N	17-23	7,8	15	Conc. émul. (40)		0,09		Naqvi, Hawkins et Naqvi, 1987
Diaptomus sp. (copépode calanoïde)	S, N	17-23	7,8	15	Conc. émul. (40)		0,09		Naqvi, Hawkins et Naqvi, 1987

Tableau II-4. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3$.L^{-1})	Formulation (% m.a.)	LC_{50}/EC_{50} (mg.L^{-1}) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
Bosmina sp. (cladocère cyclomorphe)	S, N	17-23	7,9	15	Cons. émul. (40)		0,03		Negri, Hawkins et Negri, 1987
Cypris sp. (ostracode)	S, N	17-23	7,9	15	Cons. émul. (40)		0,56		Negri, Hawkins et Negri, 1987
Simocephalus serrulatus (cladocère) (3e stade)	S, N	15-16	7,6-7,8	40	Téflubenzuron (n.c.)		450 (330-620)		Sanders et Cope, 1966
Daphnia pulex (cladocère) (3e stade)	S, N	15-16	7,6-7,8	40	Téflubenzuron (n.c.)		240 (165-360)		Sanders et Cope, 1966
Procambarus clarkii (langouste) (juvénile)	S, N	23-25	n.c.	n.c.	Téflubenzuron (n.c.)	13 (12-14)		12 (11-13)	Negri et Leung, 1983
(adulte)	S, N	23-27	6,9	n.c.	Téflubenzuron (n.c.)			26 (23,8-28,9)	Negri, Hawkins et Negri, 1987
(juvénile)	S, N	23-27	6,9	n.c.	Téflubenzuron (n.c.)			13 (12,1-15,0)	
Daphnia magna (cladocère)	S, N	20	7,6	272	Technique (n.c.)		0,56		Sanders, 1970
Cypridopsis vidua (ostracode)	S, N	20	7,6	272	Technique (n.c.)		0,25		Sanders, 1970
Asellus brevicaudus (isopode)	S, N	15,5	7,6	272	Technique (n.c.)		2,9		Sanders, 1970
Palaemonetes kadiakensis (crevette)	S, N	20	7,6	272	Technique (n.c.)		1,2		Sanders, 1970
Orconectes nais (écrevisse)	S, N	15	7,6	272	Technique (n.c.)		50,0		Sanders, 1970
Gammarus fasciatus (amphipode)	S, N	15,5	7,6	272	Technique (n.c.)	3,2 (1,9-17)	1,8 (1,6-1,2)	1,0 (0,5-1,8)	Sanders, 1970

Tableau E-4. (suite)

Espèce	Conditions d'essai	Température (°C)	pH	Dureté (mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$)	Formulation (% m)	LC_{50}/EC_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h (intervalle de confiance)	96 h	Référence
Pteronarcys californica (nymphe de la perle)	S, N	21	n.i.	n.i.	n.i.		4,0		Cope, 1966
Daphnia pulex (cladocère)	S, N	21	n.i.	n.i.	n.i.		0,24		Cope, 1966
Simocephalus serrulatus (cladocère)	S, N	21	n.i.	n.i.	n.i.		0,45		Cope, 1966
Mytilus edulis (moule) (embryons)	S, M	n.i. (Sal. = 25 $g \cdot L^{-1}$)			Trifluraline (99)		0,12 (mortalité)	0,35 (attache)	Liu et Lee, 1975
(adultes)	S, M	n.i. (Sal. = 25 $g \cdot L^{-1}$)			Trifluraline (99)			0,24 (mortalité)	
Daphnia magna (cladocère) (âge <24 h)	S, M	19-21	6,8-7,2	36-39	Trifluraline (99)		0,193 (0,115-0,327)		Macek et coll., 1976

Annexe F

Toxicité chronique de la trifluraline pour les organismes aquatiques

Tableau F-4. Toxicité chronique de la trifluraline pour les organismes aquatiques

Espèce	Conditions d'essai*	Température (°C)	pH	Dureté (mg·L⁻¹)	Salinité (g·L⁻¹)	Formulation (% m)	Durée de l'essai (j)	Effet	Référence
VERTÉBRÉS									
Cyprinodon variegatus (fondule) (œufs)	C, M	30	n.i.	n.i.		Trifluraline (n.i.)	28	5,5 µg·L⁻¹ : dysplasie osseuse des vertèbres; 2,7 µg·L⁻¹ : apparemment pas d'effet.	Couch et coll., 1979
Cyprinodon variegatus (fondule) (œufs)	C, M	30	n.i.	n.i.		Trifluraline (n.i.)	170	1-5 µg·L⁻¹ : dysplasie diffuse des vertèbres dans 17 des 20 poissons, hyperostose localisée des vertèbres dans 7 des 20 poissons, ainsi qu'accroissement de la glande pituitaire et autres modifications histopathologiques dans 10 des 20 poissons.	Couch, Courtney et Foss, 1981; Couch, 1984
(âgés de 30 j)	C, M	30	n.i.	n.i.		Trifluraline (n.i.)	360	1-5 µg·L⁻¹ : dysplasie diffuse des vertèbres dans 18 des 20 poissons, hyperostose localisée des vertèbres dans 11 des 20 poissons ainsi qu'accroissement de la glande pituitaire et autres modifications histopathologiques dans 11 des 20 poissons.	
Pimephales promelas (tête-de-boule) (âgés de 60 j)	C, M	24-26	6,6-7,2	23-39		Trifluraline (99)	12	CL_{50} initiale = 115 µg·L⁻¹ (intervalle de confiance de 95 % = 60-211 µg·L⁻¹)	Macek et coll., 1976
(âgés de 28 j)	C, M	24-26	6,6-7,2	23-39		Trifluraline (99)	425	Concentration maximale admissible d'un toxique (CMAT) = >1,95, <5,1 µg·L⁻¹	
INVERTÉBRÉS									
Cancer magister (crabe dormeur) (stade zoé)	C, M	12-14	7,50-8,1	[illegible]		[illegible]	69	31 % des larves exposées à 220 µg·L⁻¹ ont survécu jusqu'au jour 5; mortalité de 100 % au jour 8; des doses de 26 et 5,1 µg·L⁻¹ n'ont pas eu d'effet sur la survie entre les jours 10 et 50.	Caldwell et coll., 1979

n.i. = valeur non indiquée
*Conditions d'essai : C = constantes
M = avec mesure
S = statique

Tableau F-1. (suite)

Espèce	Conditions d'essai*	Température (°C)	pH	Dureté ($mg \cdot L^{-1}$)	Salinité ($g \cdot L^{-1}$)	Formulation (% m)	Durée de l'essai (j)	Effet	Référence
[illegible] juvénile)	C, M	12-14	7,30-8,1	32-34,5		Technique (93)	80	Survie non perturbée par une dose de 390 $\mu g \cdot L^{-1}$.	
[illegible])	C, M	12-14	7,30-8,1	32-34,5		Technique (93)	85	Survie non perturbée par une dose de 390 $\mu g \cdot L^{-1}$.	
Limnodrilus hoffmeisteri (>90 %), *Tubifex tubifex* (<10 %) (oligochètes)	S, M	n.i.	n.i.	n.i.		Étalon de référence d'analyse	60	Survie et activité des vers non perturbées par une concentration de 1,2 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les sédiments.	Karickhoff et Morris, 1985
Daphnia magna (cladocère)	S, M	19-23	6,8-7,2	36-39		Trifluraline (99)	96	CMAT = >2,4 <7,2 $\mu g \cdot L^{-1}$	Macek et coll., 1976

Annexe G

Résumé de certaines données sur la phytotoxicité de la trifluraline

Tableau 11-1. Résumé de certaines données sur la phytotoxicité de la trifluraline

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Chou (*Brassica oleracea*) (graines)	1,12 kg/ha	Augmentation de 12 %–19 % du nombre de plants obtenus à partir des graines (temps n.i.)	Champ cultivé	Cassidy, 1972
Chou-fleur (*Brassica oleracea*) (graines)	1,12 kg/ha	Augmentation de 14 % du nombre de plants obtenus à partir des graines; augmentation de 90 % du poids frais (temps n.i.)	Champ cultivé	Cassidy, 1972
Brocoli (*Brassica oleracea*) (graines)	1,7 kg/ha	Diminution de 16 % du poids frais des plants (temps n.i.)	Champ cultivé	Evans et Cutcliffe, 1973
	1,7 kg/ha	Augmentation de 9 % du poids frais des plants (temps n.i.)	Champ cultivé	
Chou de Bruxelles (*Brassica oleracea*) (graines)	1,7 kg/ha	Pas d'effet sur le poids frais des plants (temps n.i.)	Champ cultivé	Evans et Cutcliffe, 1973
Chou-fleur (*Brassica oleracea*) (graines)	1,7 kg/ha	Augmentation de 21 % du poids frais des plants (temps n.i.)	Champ cultivé	Evans et Cutcliffe, 1973
Soja (*Glycine max*) (graines)	1,68 kg/ha	6 %–23 % des plants blessés; diminution du nombre de plants de 6 % au jour 37	Champ cultivé	Parochetti, 1973
	0,84 kg/ha	Pas d'effet sur la croissance des plants au jour 37	Champ cultivé	
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (graines)	0,56 kg/ha	3 % des plants blessés et diminution de 14 % du poids frais à maturité (temps n.i.)	Champ cultivé	Brown et [illegible], 1977
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (semis)	1,0 kg/ha	Augmentation de 3 % du rendement en poids des fruits à la récolte, au jour 100	Champ cultivé	[illegible], 1977
Soja (*Glycine max*) (graines)	0,56 kg/ha	14 % des plants [illegible] blessés après 120 j 10 % des plants repiqués blessés après 21 j	Champ cultivé	[illegible], 1975
Pomme de terre (*Solanum tuberosum*) (semis)	1,12 kg/ha	Diminution de 24 % des tubercules lors d'une récolte 3 mois plus tard	Champ cultivé	[illegible], 1974
Chou (*Brassica oleracea*) (graines)	0,56 kg/ha	Pas d'effet sur les plants (temps n.i.)	Champ cultivé	[illegible] et [illegible], 1977
Concombre (*Cucumis sativus*) (graines)	0,84 kg/ha	[illegible] % des plants blessés au jour [illegible]	Champ cultivé	Ashley, 1977a
Courge d'été (*Cucurbita pepo condensa*) (graines)	0,84 kg/ha	40 % des plants blessés au jour 37	Champ cultivé	Ashley, 1977a

n.i. = valeur non indiquée

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Haricot (*Phaseolus vulgaris*) (graines)	0,56 kg•ha^{-1}	Augmentation de 9 % du nombre de plants; augmentation de 11 % du rendement en haricots lors de la récolte, au jour 96	Champ cultivé	Fenster et Wicks, 1971
Petit har. Lima (*Phaseolus lunatus*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	13 % des semis blessés 28 j après l'exposition; tous les plants étaient en santé au jour 77	Champ cultivé	Beste, 1975
	0,56 kg•ha^{-1}	7 % des plants mûrs blessés au jour 77	Champ cultivé	
Pois (*Pisum sativum*) (plants mûrs)	0,6 kg•ha^{-1}	30 % du poids frais des plants mûrs 1 mois plus tard	Champ cultivé	Harvey, Gritton et Doersch, 1972
Soja (*Glycine max*) (graines)	3,4 kg•ha^{-1}	23 % des plants blessés (temps n.i.)	Champ cultivé	Le Baron, Wilson et Taylor, 1971
Chou (*Brassica oleracea*) (graines)	0,84 kg•ha^{-1}	Pas d'effet sur les semis après 19 j	Champ cultivé	Selleck et Sanok, 1976
Raisin (*Vitis* sp.) (cycle de vie n.i.)	1,12 kg•ha^{-1}	27 % des plants blessés (temps n.i.)	Champ cultivé	Lange et coll., 1969
Pomme de terre (*Solanum tuberosum*) (plants mûrs)	0,84 kg•ha^{-1}	Augmentation de 10 % des tubercules au moment de la récolte (temps n.i.)	Champ cultivé	Murphy et Goven, 1976
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (semis)	0,56 kg•ha^{-1}	14 % des plants blessés 33 j après le traitement	Champ cultivé	Beste, 1974
Soja (*Glycine max*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	Augmentation de 90 % du poids sec des pousses (temps n.i.)	Champ cultivé	Burnside, 1968
Sorgho (*Sorghum bicolor*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 76 % du poids sec des pousses (temps n.i.)	Champ cultivé	Burnside, 1968
Pin d'Elliott (*Pinus elliottii*) (semis)	2,2 kg•ha^{-1}	Pas d'effet sur la survie ou le poids sec après 3 j	Champ cultivé	Dill et Carter, 1973
Pin à encens (*Pinus taeda*) (semis)	2,2 kg•ha^{-1}	Pas d'effet sur la survie ou le poids sec après 3 j	Champ cultivé	Dill et Carter, 1973
Sorgho (*Sorghum vulgare*) (graines)	4 mg•L^{-1}	Diminution de 96 % du poids frais des pousses; diminution de 97 % de la taille des feuilles après 1 mois	Étude en serre	Horowitz, Hulin et Blumenfeld, 1974
Carotte (*Daucas carota sativa*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 11 % du nombre de plants; diminution de 34 % du poids frais des racines (temps n.i.)	Champ cultivé	Noll, 1975

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Soja (*Glycine max*) (graines)	0,84 kg•ha^{-1}	6 % des plants blessés après 30 j	Champ cultivé	Johnson, 1971
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (semis)	0,56 kg•ha^{-1}	15 % des plants blessés après 28 j de traitement	Champ cultivé	Grande et Ombrello, 1975
Soja (*Glycine max*) (graines)	0,9 kg•ha^{-1}	Diminution du nombre de plants (nombres n.i.) après 10 j	Champ cultivé	Hamilton et Arle, 1972
Concombre (*Cucumis sativus*) (graines)	2 mg•L^{-1}	Diminution de 100 % de la germination après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	245 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	16 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
Soja (*Glycine max*) (graines)	1,4 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	16 mg•L^{-1}	Diminution de 100 % de la germination après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
	16 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	5,8 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
	3,5 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (graines)	16 mg•L^{-1}	Diminution de 100 % de la germination après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	16 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses et des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	1,6 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
	2,2 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Orge (*Hordeum vulgare*) (graines)	16 mg•L^{-1}	Diminution de 100 % de la germination après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	3,5 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
	0,09 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	3,5 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
Riz (*Oryza sativa*) (graines)	0,17 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	0,40 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	1 mg•L^{-1}	Diminution de 100 % de la germination après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
	0,5 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
	0,18 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en serre avec sable quartzeux	
Pois (*Pisum sativum*) (graines)	8 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des pousses après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	Barrentine et Warren, 1971
	6 mg•L^{-1}	Diminution de 50 % de la taille des racines après 96 h	Étude en labo. avec sable quartzeux	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (graines)	0,6 kg•ha^{-1}	Diminution de 5 % du nombre de semis	Champ cultivé	Miller, Carater et Carter, 1983
Pin épineux (*Pinus echinata*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 35 % du poids frais (temps n.i.)	Champ cultivé	South, 1977
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (plants mûrs)	100 mg•m^{-2}	Feuilles et tiges déformées chez 20 % des plants	Étude en serre	Zilkah, Bocion et Gressel, 1977
Soja (*Glycine max*) (graines)	0,8 kg•ha^{-1}	Diminution de 56 % du rendement en graines au moment de la récolte (temps n.i.)	Champ cultivé	McNevin et Harvey, 1982

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Pois (*Pisum sativum*) (graines)	0,8 kg·ha^{-1}	Diminution de 12 % du rendement en graines au moment de la récolte; 60 j	Champ cultivé	McNevin et Harvey, 1982
Canne à sucre (*Saccharum officinarum*) (graines)	4,48 kg·ha^{-1}	5 % des plants blessés après 8 sem.	Champ cultivé	Reeves, 1977
Pin épineux (*Pinus echinata*) (graines)	1,1 kg·ha^{-1}	Diminution de 51 % du poids frais des semis (temps n.i.)	Champ cultivé	Gjerstad et South, 1981
Pin d'Elliott (*Pinus elliottii*) (graines)	1,1 kg·ha^{-1}	Pas d'effet sur le poids frais des semis (temps n.i.)	Champ cultivé	Gjerstad et South, 1981
Pin à encens (*Pinus taeda*) (graines)	1,1 kg·ha^{-1}	Diminution de 83 % du poids frais des semis (temps n.i.)	Champ cultivé	Gjerstad et South, 1981
Pomme de terre (*Solanum tuberosum*) (plants mûrs)	12 kg·ha^{-1}	Diminution de 85 % du nombre de tubercules en 8 mois	Champ cultivé	Lutman, 1977
Haricot commun (*Phaseolus* sp.) (graines)	1,1 kg·ha^{-1}	Semis blessés à 11 % au jour 48	Champ cultivé	Hatfield, Warholic et Sweet, 1978
	0,84 kg·ha^{-1}	Diminution de 15 % des haricots fournis par les plants mûrs au jour 115	Champ cultivé	
Chou (*Brassica oleracea*) (graines)	0,56 kg·ha^{-1}	Semis blessés à 19 % 34 j après le traitement; diminution de 21 % du rendement à la récolte (103 j)	Champ cultivé	Hatfield, Warholic et Sweet, 1978
	0,84 kg·ha^{-1}	Semis blessés à 22 % 34 j après le traitement; diminution de 6 % du rendement à la récolte (103 j)	Champ cultivé	
Haricot mange-tout (*Phaseolus vulgaris*) (graines)	3,4 kg·ha^{-1}	Blessures cellulaires observées dans les semis; rupture vasculaire et gonflement des tiges au jour 15	Étude en serre	Struckmeyer, Binning et Harvey, 1976
Pois (*Pisum sativum*) (graines)	1,12 kg·ha^{-1}	Diminution de 18 % des plants mûrs; diminution de 1 % du poids frais au jour 54	Champ cultivé	Teasdale, Harvey et Hogedorn, 1978
	1,68 kg·ha^{-1}	Diminution de 50 % des plants mûrs; diminution de 25 % du poids frais au jour 54	Champ cultivé	
Soja (*Glycine max*) (graines)	3,35 mg·L^{-1}	Diminution de 7 % de la germination; diminution de 25 % du poids frais; diminution de 64 % de la taille des racines; diminution de 74 % de la taille des pousses au jour 5	Étude en labo., pas de sol	Harvey, 1973
	3,35 mg·L^{-1}	Diminution de 40 % du poids sec au jour 28	Étude en serre	

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
	0,5 $mg \cdot L^{-1}$	Racines blessées à 25 %; diminution de 9 % du poids sec des racines; diminution de 13 % du poids frais et sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	Murry et coll., 1979
	1 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 35 %; diminution de 20 % du poids sec des racines; diminution de 18 % du poids frais des plants; diminution de 16 % du poids sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
	4 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 75 %; diminution de 66 % du poids sec des racines; diminution de 51 % du poids frais des plants; diminution de 53 % du poids sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
	8 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 85 %; diminution de 78 % du poids sec des racines; diminution de 61 % du poids frais des plants; diminution de 65 % du poids sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (graines)	4 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 82 %; diminution de 65 % du poids sec des racines; diminution de 39 % du poids frais des plants; diminution de 33 % du poids sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	Murry et coll., 1979
	1 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 58 %; diminution de 41 % du poids sec des racines; diminution de 10 % du poids frais et sec des plants au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
	0,5 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 54 %; diminution de 28 % du poids sec des racines; diminution de 12 % du poids frais des plants; pas de changement du poids sec au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
	0,25 $mg \cdot kg^{-1}$	Racines blessées à 28 %; diminution de 9 % du poids sec des racines; diminution de 4 % du poids frais des plants; pas de changement du poids sec au jour 34	Étude en labo., enceinte environnementale avec sol	
Avoine (*Avena sativa*) (graines)	4 $\mu g \cdot g^{-1}$ ($\mu g \cdot g$ de sol^{-1})	Diminution de 57 % du poids sec des racines; diminution de 86 % du poids sec des pousses au jour 19	Étude en serre	Bucholtz et Lavy, 1979
	2 $\mu g \cdot g^{-1}$ ($\mu g \cdot g$ de sol^{-1})	Diminution de 41 % du poids sec des racines; diminution de 63 % du poids sec des pousses au jour 19	Étude en serre	
	1 $\mu g \cdot g^{-1}$ ($\mu g \cdot g$ de sol^{-1})	Diminution de 34 % du poids sec des racines; diminution de 44 % du poids sec des pousses au jour 19	Étude en serre	
	0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ ($\mu g \cdot g$ de sol^{-1})	Diminution de 19 % du poids sec des racines; diminution de 28 % du poids sec des pousses au jour 19	Étude en serre	
Soja (*Glycine max*) (plants mûrs)	1 $mg \cdot L^{-1}$	Pas de chlorose des feuilles; diminution de 9 % du poids sec des plants; augmentation de 6 % du poids sec des racines 28 j après la pulvérisation	Étude en serre	Behran et coll., 1979

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
	2 $mg \cdot L^{-1}$	Pas de chlorose des feuilles; diminution de 36 % du poids sec des plants; pas de changement du poids sec des racines 28 j après la pulvérisation	Étude en serre	
	3 $mg \cdot L^{-1}$	Chlorose des feuilles à 49 %; diminution de 66 % du poids sec des plants; diminution de 65 % du poids sec des racines 28 j après la pulvérisation	Étude en serre	
	1,12 $kg \cdot ha^{-1}$	Pas de blessures aux plants après 16 j	Champ cultivé	Murry, Santelmann et Greer, 1973
	1,68 $kg \cdot ha^{-1}$	Plants blessés à 7 % après 16 j	Champ cultivé	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (plants mûrs)	0,56 $kg \cdot ha^{-1}$	Pas de blessures aux plants après 16 j	Champ cultivé	Murry, Santelmann et Greer, 1973
	1,12 $kg \cdot ha^{-1}$	Plants blessés à 13 % après 16 j	Champ cultivé	
	1,68 $kg \cdot ha^{-1}$	Plants blessés à 20 % après 16 j	Champ cultivé	
Soja (*Glycine max*) (semis)	1 $mg \cdot L^{-1}$	Augmentation du poids sec des plants; (nombres n.i.)	Étude en serre	Basler et Santelmann, 1975
	2 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution du poids sec des plants; (nombres n.i.)	Étude en serre	
Maïs (*Zea mays*) (semis)	3,35 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 0 à 5 % de la teneur des racines en protéines après 3 h	Étude en labo., pas de sol	Lignowski et Scott, 1971
	1,34 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 19 % de la taille des racines; diminution de 20 % du poids sec des racines; gonflement des racines de 29 % après 6 h	Étude en labo., pas de sol	
	1,34 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 38 % de la taille des racines; diminution de 25 % du poids sec des racines; gonflement des racines de 56 % après 9 h	Étude en labo., pas de sol	
	1,34 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 46 % de la taille des racines; diminution de 51 % du poids sec des racines; gonflement des racines de 86 % après 12 h	Étude en labo., pas de sol	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (semis)	0,1 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 9 % de la taille des racines 48 h après le traitement; diminution de 13 % de la taille des racines et diminution de 47 % de la vitesse de mitose dans les tissus des racines après 72 h	Étude en labo., pas de sol	Rizk, 1973
	0,5 $mg \cdot L^{-1}$	Diminution de 22 % de la taille des racines 48 h après le traitement; diminution de 41 % de la taille des racines et diminution de 50 % de la vitesse de mitose dans les tissus des racines après 72 h	Étude en labo., pas de sol	

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
Haricot mange-tout (*Phaseolus vulgaris humilis*) (graines)	0,84 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 10 % (temps n.i.)	Champ cultivé	Ashley, 1973b
Chou-fleur (*Brassica aleracea*) (stade n.i.)	1,1 kg•ha^{-1}	Diminution de 26 % à la récolte (temps n.i.)	Champ cultivé	Roberts, 1972
Haricot de Lima (*Phaseolus limensis*) (graines)	0,56 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 8 % (temps n.i.)	Champ cultivé	Glaze, 1971
Haricot mange-tout (*Phaseolus vulgaris*) (graines)	0,84 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 5 % après 4 sem.	Champ cultivé	Marr et Swingle, 1970
Haricot mange-tout (*Phaseolus vulgaris*) (stade n.i.)	300 mg•L^{-1}	Diminution de 10 % de la transpiration après la pulvérisation	Étude en labo.	Smith et Bucholtz, 1964
Pois (*Vigna sinensis*) (graines)	0,56 kg•ha^{-1}	Diminution de 19 % de la production de pois à la récolte (temps n.i.)	Champ cultivé	Glaze, 1970
Pois (*Pisum sativum*) (graines)	3,35 mg•L^{-1}	Diminution de 47 % du nombre de plants; diminution de 51 % du poids sec des pousses au jour 21	Étude en serre	Harvey et Jacques, 1977
Laitue (*Lactuca sativa*) (graines)	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 32 % du nombre de plants au jour 48	Champ cultivé	Bradley et Hargreaves, 1977
Haricot mange-tout (*Phaseolus vulgaris*) (semis)	3,35 mg•L^{-1}	Diminution de 27 % du métabolisme secondaire après 2 h	Étude en labo., pas de sol	Ashton et coll., 1977
	16,75 mg•L^{-1}	Réduction de 80 % de la synthèse des protéines; diminution de 85 % de la vitesse de synthèse de l'ARN; diminution de 90 % de la photosynthèse; diminution de 70 % du métabolisme secondaire après 2 h	Étude en labo., pas de sol	
Soja (*Glycine max*) (semis)	6,7 mg•L^{-1}	Diminution de 21 % de la synthèse de protéines dans l'hypocotyle après 6 h	Étude en labo., pas de sol	Moreland et coll., 1969
Soja (*Glycine max*) (graines)	2,2 kg•ha^{-1}	Diminution de 16 % de la taille des plants; diminution de 35 % du rendement en fruits à la récolte; 74 j	Champ cultivé	Banks et Santelmann, 1978
Tomate (*Lycopersicon esculentum*) (semis)	100 mg•m^{-2}	Déformations des feuilles à 25 %; déformations des tiges à 25 % après 2 sem.	Étude en serre; herbicide pulvérisé	Zilkah, Bocion et Gressel, 1977
Soja (*Glycine max*) (plants mûrs)	0,8 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 11 % avec chlorose et lésions nécrosiques; diminution de 16 % du rendement à la récolte après 5 sem.	Champ cultivé	Moomaw et Martin, 1978

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
	1,7 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 21 % avec chlorose et lésions nécrosiques; diminution de 18 % du rendement à la récolte après 5 sem.	Champ cultivé	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (graines)	0,28–84 kg•ha^{-1}	Diminution de 14 %–17 % de la taille des pousses au jour 15	Étude en serre	Anderson, Richards et Whitworth, 1967
Concombre (*Cucumis sativus*) (semis)	1–5 g•L^{-1} (appliquée sur le méristème)	Diminution de 35 %–50 % de la taille des pousses au jour 7	Étude en serre	Barrentine et Warren, 1971
	1–5 g•L^{-1} (appliquée sur la tige)	Diminution de 10 %–25 % de la taille des pousses au jour 7	Étude en serre	
Avoine (*Avena sativa*) (semis)	1,8–5,4 µg•g^{-1}	Diminution de 10 %–46 % du poids sec des plants au jour 18	Étude en serre	Bucholtz et Lavy, 1978
Cantaloup (*Cucumis malo*) (semis)	3,4 kg•ha^{-1}	Pas d'effet sur le nombre ou le poids frais des fruits au jour 59	Champ cultivé	Lange et coll., 1968
Soja (*Glycine max*) (semis)	0,335 mg•L^{-1} (plants immergés dans une solution)	Diminution de 48 % de la respiration des mitochondries; diminution de 71 % de l'ATP après 1 h	Étude en labo., pas de sol	Negi et coll., 1968
Orge (*Hordeum vulgare*) (semis)	2,4 mg•kg^{-1} (formulation à action lente)	Diminution de 50 % du nombre de racines; diminution de 50 % de la taille des racines après 72 h	Étude en serre	O'Sullivan et Prendeville, 1974
Soja (*Glycine max*) (graines)	4,5 kg•ha^{-1}	Diminution de 7 % du rendement à la récolte (temps n.i.)	Champ cultivé	Hagood, Williams et Bauman, 1980
Melon (*Citrullus lanatus*) (graines)	1,68 kg•ha^{-1}	Plants blessés à 58 % au jour 32	Champ cultivé	Elmstrom et Locascio, 1974
Courge (*Cucurbita maxima*) (graines)	0,5 mg•L^{-1} (immergées dans une solution)	Diminution de 41 % de l'activité des enzymes du cotylédon; diminution de 50 % de la taille des plants au jour 3	Étude en labo., pas de sol	Ashton, Penner et Hoffman, 1968
Courge (*Cucurbita maxima*) (graines)	5 ug•L^{-1} (immergées dans une solution)	Diminution de 27 % de la synthèse des protéines dans les racines; diminution de 18 % de la vitesse de synthèse de l'ARN des racines; racines et pousses rabougries; diminution de 31 % de la vitesse de synthèse de l'ADN des racines au jour 3	Étude en labo., pas de sol	Schultz, Funderburk et Negi, 1968
Coton (*Gossypium hirsutum*) (semis)	1,68 kg•ha^{-1}	Diminution de 100 % de la production des racines latérales; diminution de 37 % du poids frais des pousses; diminution de 33 % de la taille des racines	Étude en serre	Jordan, Baker et Barrentine, 1978
	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 89 % de la production des racines latérales; diminution de 24 % du poids frais des pousses; diminution de 27 % de la taille des racines	Étude en serre	

Tableau G-1. (suite)

Espèce	Dose	Réaction (par rapport aux témoins)	Conditions	Référence
	0,84 kg•ha^{-1}	Diminution de 89 % de la production des racines latérales; diminution de 22 % du poids frais des pousses; diminution de 19 % de la taille des racines	Étude en serre	
	0,56 kg•ha^{-1}	Diminution de 8 % du rapport du poids du cotylédon sur le poids de la tige dans les semis de 12 j; diminution de 35 % des racines latérales	Étude en serre	Mitchell et Bourland, 1986
Avoine (*Avena sativa*) (graines)	1,0 µg•g^{-1} de sol	Diminution de 35 % du poids frais des plants au jour 14	Étude en serre	Nyffeler et coll., 1982
	0,5 µg•g^{-1} de sol	Diminution de 25 % du poids frais des plants au jour 14	Étude en serre	
Soja (*Glycine max*) (graines)	1,1 kg•ha^{-1}	Diminution de 54 % de la fixation de N_2 (temps n.i.)	Champ cultivé	Bollich et coll., 1988
	1,7 kg•ha^{-1}	Diminution de 70 % de la fixation de N_2 (temps n.i.)	Champ cultivé	
Coton (*Gossypium hirsutum*) (graines)	0,84 kg•ha^{-1}	Diminution de 19 % de la longueur du pivot; diminution de 89 % du nombre de racines latérales (temps n.i.)	Champ cultivé	Cranfill et Rhodes, 1987
	1,12 kg•ha^{-1}	Diminution de 27 % de la longueur du pivot; diminution de 89 % du nombre de racines latérales (temps n.i.)	Champ cultivé	
	1,68 kg•ha^{-1}	Diminution de 33 % de la longueur du pivot; diminution de 100 % du nombre de racines latérales (temps n.i.)	Champ cultivé	